N. BOTNARIUC A. VĂDINEANU

ECOLOGIE

Editura didactică și pedagogică, București – 1982

Copyright © 2020 Elsevier Inc. All rights reserved.

MINISTERUL EDUCAȚIEI SI ÎNVĂȚĂMÎNTULUI

Prof. univ. dr. doc.
NICOLAE BOTNARIUC
Membru corespondent al
Academiei R.S. România

Lector univ. dr.
ANGHELUȚĂ VĂDINEANU

ECOLOGIE

Editura didactică și pedagogică — București

Manuscrisul lucrării a fost analizat şi aprobat de colectivul Catedrei de biologie animală şi de conducerea Facultăţii de biologie a Universităţii din Bucureşti

Redactor : **prof. gr. 1 Victoria Hristu**

Tehnoredactor : **Elena Oprişeanu**

Coperta : **Nicolae Sîrbu**

CUPRINS

Introducere 5

I. **Obiectul ecologiei** 7

Locul ecologiei printre alte ştiinţe 8

II. **Istoricul ecologiei** 11

Istoricul ecologiei în R.S. România 15

III. **Bazele teoretice ale ecologiei** 19

Noţiuni generale 19

Însuşirile generale ale sistemelor biologice 20

Ierarhia sistemelor biologice 26

Relaţiile dintre sistemele biologice din nivele diferite de organizare 29

Analiza sistemică în ecologie 31

IV. **Ecosistemul** 44

Generalităţi 44

Biotopul 44

Factori geografici 46

Factori mecanici 48

Factori fizici 65

Temperatura 65

Focul ca factor ecologic 74

Lumina 76

Apa. Umiditatea 84

Factori chimici 95

Compoziţia ionică 95

Salinitatea (S‰) 98

Oxigenul 101

Concentraţia ionilor de hidrogen — *p*H 105

Interacţiunea factorilor abiotici 109

Biocenoza 118

Structura biocenozei 120

Indici structurali ai biocenozei 121

Relaţii interspecifice 131

Relaţii complexe 151

Structura trofică 154

Funcţiile ecosistemului 159

Generalităţi 159

Energetica ecosistemelor 160

Sursele de energie pentru ecosisteme 161

Producția primară 163
Producția secundară 168
Fluxul de energie prin ecosistem și unele legități ale lui 170
Circulația materiei în ecosisteme 177
Circuitul biogeochimic al unor nutrienți în lacuri 178
Circuitul substanțelor în ecosistemele terestre 183
Autocontrolul și stabilitatea ecosistemelor 187
Succesiunea ecologică și legitățile ei 191
Ecologia populației 205
Distribuția în spațiu 211
Structura pe vîrste 213
Structura genetică 215
Mărimea populației 217
Transferul energiei și elementelor minerale la nivelul populațiilor naturale 250
Reglarea stărilor populațiilor naturale 255

V. Sistemul ecosferei 266
Generalități 266
Circuitul global al materiei 267
Etapele principale ale evoluției circuitului materiei 267
Cicluri biogeochimice globale 278
Circuitul biogeochimic al carbonului 278
Circuitul biogeochimic al azotului 282
Circuitul biogeochimic al fosforului 288
Circuitul biogeochimic al calciului 291
Circuitul biogeochimic al sulfului 293

VI. Deteriorarea și protecția mediului 297
Relații generale om—biosferă 297
Deteriorarea ecosistemelor prin poluare 300
Poluarea cu pesticide 300
Poluarea cu petrol 309
Poluarea cu metale grele 311
Alți poluanți chimici 319
Eutrofizarea 320
Poluanți chimici ai atmosferei 322
Poluarea termică 325
Poluarea sonoră 327
Poluarea cu izotopi radioactivi 328
Alte căi de deteriorare a ecosistemelor 331
Deteriorarea prin construcții de baraje și canale 331
Deteriorarea prin introducerea de specii în ecosisteme ... 335
Deteriorarea prin supraexploatare 342

VII. Ocrotirea naturii 349

Anexe metodologice 358
Bibliografie 419

INTRODUCERE

În societatea modernă știința ecologiei are o poziție aparte față de alte domenii ale biologiei, poziție determinată de faptul că ea se situează la granița dintre științele biologice și cele sociale.

Societatea omenească, indiferent de gradul ei de dezvoltare, face parte din sistemul global al ecosferei și depinde de starea acestui sistem. Ecologia, studiind legile care determină productivitatea, stabilitatea și evoluția ecosistemelor și a ecosferei în ansamblul ei, implicit studiază influența activității umane asupra acestor procese precum și implicațiile lor asupra calității vieții oamenilor. Este deci firesc că rezultatele cercetărilor ecologice interesează în cel mai înalt grad pe sociologi, economiști, oameni politici, filozofi etc.

Aceste rezultate sînt menite să clarifice și să permită ameliorarea relațiilor omului cu biosfera, să stabilească capacitatea de suport a biosferei față de impactul exercitat de societatea modernă și să convingă omenirea că ocrotirea naturii este în prezent problema numărul unu. De aici marea importanță educațională a ecologiei care trebuie să fundamenteze dezvoltarea unei conștiințe ecologice a fiecărui om.

Din această poziție a ecologiei rezultă că problematica ei este foarte amplă și diversificată, fapt care impune o încercare de abordare pe baza unor principii, a unei concepții unificatoare.

Acest lucru am încercat să-l facem în această carte, abordînd problemele ecologiei și relațiile ei cu omul, de pe pozițiile concepției sistemice, pe care am încercat să o aplicăm în mod consecvent în toate problemele majore.

Concepția sistemică reprezentînd o concretizare a materialismului dialectic este, pînă în prezent, singura care, pe o bază riguros științifică, reflectă mai corect legile care determină ordinea în lumea biologică din care a apărut omul și în care trebuie să trăiască.

Deoarece în literatura noastră sînt puţine lucrări de sinteză ecologică, am considerat util să dăm acestei lucrări un caracter practic, indicînd în anexe metodele concrete de lucru, astfel încît să poată folosi ca bază pentru cei ce doresc să înceapă o cercetare ecologică concretă.

Avînd această structură, cartea se adresează studenţilor cu profil biologic, profesorilor, dar în acelaşi timp tuturor celor ce doresc să se iniţieze în problematica ecologiei, cercetătorilor în acest domeniu, ca şi publicului larg.

I

OBIECTUL ECOLOGIEI

În „Originea speciilor" apărută în 1859, Ch. Darwin, studiind factorii evoluției a scos la iveală marea însemnătate a luptei pentru existență, ca factor al selecției naturale și deci al evoluției speciilor.

Termenul de „luptă pentru existență" este folosit de Darwin în sens metaforic, cuprinzînd de fapt totalitatea relațiilor intraspecifice și interspecifice. Darwin subliniază importanța relațiilor interspecifice indirecte, adică a relațiilor dintre două specii prin mijlocirea unor terțe specii (exemplul devenit clasic — al relațiilor dintre numărul pisicilor și producția semințelor de trifoi).

Concepția lui Darwin despre lupta pentru existență și în general despre evoluție, a fost formulată în perioada cînd încă nu existau noțiuni fundamentale ale ecologiei moderne — ca populația, biocenoza, ecosistemul. Din această cauză accentul principal în înțelegerea darwiniană a luptei pentru existență era pus pe organisme, pe indivizi.

Această introducere a fost necesară pentru a înțelege corect prima definiție a ecologiei, care a fost dată de Ernst Haeckel — unul din marii evoluționiști ai secolului trecut și care a susținut și a dezvoltat concepția darwinistă.

El a introdus termenul de *ecologie* (de la grecescul *oikos*=casă, gospodărie, economie), definind noua știință ca *studiul relațiilor complexe, directe sau indirecte, cuprinse în noțiunea darwiniană a luptei pentru existență* (1866).

Noua știință era menită să dezvolte și să aprofundeze teoria lui Darwin despre lupta pentru existență și era concepută în spirit darwinian, în care, după cum am arătat, accentul principal era pus pe organisme, pe indivizii biologici.

În prezent nu există vreo definiție unanim acceptată a ecologiei. Fiecare autor încearcă să pună accentul pe anumite aspecte, iar adesea, la același autor, modul de tratare al problemelor ecologiei nu concordă cu definiția dată.

Cu toată diversitatea definițiilor ecologiei, le putem împărți în două categorii (cu tranziții între ele). O primă categorie cuprinde definițiile făcute în spiritul definiției lui Haeckel, deci cu accentul pus pe organisme. De exemplu :

A. MacFadyen (1957) : „Ecologia studiază relațiile dintre viețuitoare, plante sau animale și mediul lor, pentru a descoperi principiile după care se desfășoară aceste relații".

R. Dajoz (1970) : „Ecologia este ştiinţa care studiază condiţiile de existenţă a fiinţelor şi interacţiunile de orice natură, care există între aceste fiinţe şi mediul lor".

C. F. Sacchi şi P. Testard (1971) : „Ecologia este disciplina biologică care studiază raporturile între organisme şi mediul lor înconjurător".

Ch. I. Krebs (1972) : „Ecologia este studiul ştiinţific al interacţiunilor care determină distribuţia şi abundenţa organismelor".

O a doua categorie de definiţii pune accentul principal pe sisteme biologice supraindividuale (vezi pag. 26).

E. Odum (1966, 1971) : „Ecologia studiază nivelurile de organizare superioare celui individual şi anume — populaţii, biocenoze, ecosisteme şi biosfera".

M. S. Ghiliarov (1973) : „Ecologia este ştiinţa corelaţiilor şi interacţiunilor vieţii cu mediul înconjurător, pe trepte supraindividuale".

B. Stugren (1975) : „Ecologia este ştiinţa interacţiunilor în sistemele supraindividuale".

Optăm pentru cea de-a doua categorie de definiţii deoarece ele precizează şi delimitează corect domeniile de preocupare ale ecologiei. Dar definiţiile reproduse mai sus prezintă unele neajunsuri.

Astfel, includerea ecosistemului în ierarhia sistemelor biologice nu este potrivită deoarece ecosistemul este rezultatul integrării a două sisteme diferite — biocenoza şi biotopul, acesta din urmă nefiind un sistem biologic.

De asemenea, trebuie spus că ecologia nu studiază orice sistem sau treaptă supraindividuală. De pildă, o algă colonială sau un sifonofor (celenterat colonial), deşi sînt sisteme supraindividuale, nu reprezintă obiectul de studiu al ecologiei.

Din aceste motive şi nu din dorinţa de a adăuga încă o definiţie la atîtea existente, considerăm necesar să definim obiectul ecologiei în aşa fel încît să contureze mai precis cercul specific de probleme, aşa cum vor fi tratate în această carte : „*Ecologia studiază sistemele supraindividuale de organizare ale materiei vii (populaţii, biocenoze, biosfera) integrate în mediul lor abiotic*".

Conţinutul şi sensul complet al acestei definiţii vor rezulta din următoarele trei paragrafe privind locul ecologiei printre alte ştiinţe, dezvoltarea istorică a ecologiei şi bazele teoretice ale ecologiei.

LOCUL ECOLOGIEI PRINTRE ALTE ŞTIINŢE

Adesea se afirmă că ecologia este o ştiinţă interdisciplinară, o disciplină sintetică. Afirmaţia este corectă dar ambele trăsături nu sînt caracteristice doar pentru ecologie.

De pildă, fiziologia, studiind funcţiile şi modul de funcţionare al organelor sau sistemelor de organe, apelează la cunoştinţe de biochimie, chimie, fizică, citologie, histologie, anatomie, embriologie, taxonomie, filogenie, evoluţie etc. Sistematica utilizează datele a numeroase alte domenii, ca : biochimie, genetică, morfologie, embriologie, ecologie, etologie, biogeografie, paleontologie, biometrie, evoluţie. Rezultă că, de fapt, fiecare disciplină biologică (şi nu numai biologică) are caracterul atît interdisciplinar cît şi sintetic. Acest lucru apare firesc dacă ţinem seama de faptul

că natura, materia, este unitară, iar disciplinele ştiinţifice studiază diferite faţete ale unui întreg, faţete care sînt interconexate, între ele (deci şi între discipline) neexistînd limite tranşante.

Pentru precizarea locului ocupat de ecologie printre celelalte ştiinţe biologice, este bine să le împărţim în funcţie de nivelul de organizare al sistemelor cărora li se adresează, în funcţie deci de obiectul studiului. În acest sens, putem deosebi în primul rînd disciplinele care studiază structuri şi procese de nivel individual — biochimia, fiziologia, citologia, histologia, morfologia etc. O altă categorie de discipline se adresează sistemelor supraindividuale. Astfel, taxonomia şi sistematica studiază legăturile de înrudire dintre specii şi în funcţie de aceasta elaborează sistemele de clasificare şi ierarhia unităţilor taxonomice. Genetica şi ştiinţa evoluţiei se adresează şi ele, în primul rînd, sistemelor populaţionale şi ale speciilor, studiind mecanismele de transformare adaptativă ale acestor sisteme.

Spre deosebire de acestea din urmă ecologia cuprinde în domeniul său de studiu nu numai populaţiile ci întreaga ierarhie de sisteme biologice supraindividuale, deci şi biocenozele (integrate în ecosisteme) şi biosfera, în felul acesta delimitînd un domeniu propriu şi specific de cercetare. În ce priveşte populaţiile, ecologia studiază structura lor şi modul cum îşi îndeplinesc funcţiile de transfer al materiei, energiei şi informaţiei în cadrul ecosistemelor respective, avînd deci şi aici un cîmp de cercetare bine delimitat.

Delimitarea ştiinţelor biologice nu este tranşantă.

Dovada cea mai bună a caracterului interdisciplinar stă în faptul că, de pildă, studiul complex al oricărui taxon (o specie de insectă, mamifer etc., o clasă a crustaceilor, a păsărilor) implică cercetări de biochimie, morfologie, taxonomie, sistematică, genetică, ecologie, biogeografie, evoluţie etc. Pe această bază sînt conturate discipline ca algologia, protozoologia, micologia, entomologia, ornitologia etc.

Ecologia, prin specificul problematicii sale care cuprinde atît sistemele biologice cît şi mediul lor abiotic, este strîns legată de numeroase alte discipline biologice şi nebiologice.

Relaţiile funcţionale dintre populaţii şi dintre acestea şi mediul lor abiotic, constau în schimburi materiale, energetice şi informaţionale. Aceasta implică utilizarea conceptelor, datelor şi metodelor din domenii ca fizica (termodinamica), biochimia (mecanismele moleculare ale schimburilor energetice), fiziologia (respiraţia, digestia, asimilaţia), informatica.

Cercetarea biotopului, deci a sistemului abiotic, implică strînse legături cu climatologia, geomorfologia, hidrologia, chimia (apei, solului, aerului).

Studiul organizării funcţionale a sistemelor ecologice, structurii lor spaţio-temporare, a mecanismelor lor homeostatice, determină legăturile strînse ale ecologiei cu matematica (mai ales statistica), cu cibernetica.

Pentru a înţelege corect legăturile ecologiei cu alte ştiinţe trebuie subliniat că aceste legături au o trăsătură specifică, caracteristică, determinată de *punctul de vedere ecologic* în abordarea problemelor şi în utilizarea diferitelor metode. De pildă, un fiziolog al plantelor studiază procesul fotosintezei la o specie de algă sau la o plantă superioară. El urmăreşte lămurirea mecanismelor de sinteză a substanţelor organice şi dependenţa lor de diferiţi factori ai mediului (lumina, temperatura, săruri minerale etc.). Un ecolog, studiază şi el fotosinteza dar sub aspectul rolului ei în

viața biocenozei, deci ca sursă de hrană (energie) pentru toți ceilalți componenți ai biocenozei. De aceea îl interesează mai puțin fotosinteza unei anumite specii de alge (în cazul ecosistemelor acvatice), ci a întregii asociații de alge — deci a fitoplanctonului.

Un fiziolog al animalelor studiază, de pildă, procesul respirației unui animal. El urmărește lămurirea mecanismelor acestui proces, influența diferiților factori interni și externi asupra lui, eficiența lui pentru activitatea organismului. Un ecolog cercetează respirația animalelor prin metodele folosite de fiziolog, dar rezultatele le raportează la rolul respirației în viața populației, deci le raportează la structura populației, la dinamica ei în timp și spațiu, în funcție de condițiile biotice și abiotice ale ecosistemului.

Omul, prin activitatea lui complexă, intră în alcătuirea tuturor ecosistemelor majore ale biosferei și influențează tot mai puternic structura și funcționarea lor. Este firesc deci ca ecologia să se interfereze cu științele sociale.

În concluzie la această analiză a poziției ecologiei față de alte științe, trebuie subliniat că trăsătură caracteristică, este nu faptul că ea are un caracter interdisciplinar, ci modul cum integrează datele și metodele altor științe în propriul său domeniu de cercetare.

II

ISTORICUL ECOLOGIEI

Cunoştinţe de natură ecologică, privind viaţa diferitelor specii de plante şi animale, sînt la fel de vechi ca şi specia umană.

Lucrările autorilor antici (Hipocrate, Aristotel, Teophrast, Dioscoride, Pliniu etc.) cuprind numeroase date despre diferitele plante şi animale, condiţiile lor de viaţă, despre însuşiri importante pentru alimentaţie, sănătate, meşteşuguri etc. Ca şi majoritatea ştiinţelor, Ecologia ia naştere înaintea numelui său, iar momentul apariţiei ideilor sale esenţiale îl reprezintă lucrările lui Ch. Darwin.

Darwin descoperă conexiunile complexe din natură, semnificaţia lor evolutivă, caracterul lor dinamic şi totodată istoric. După cum s-a arătat mai înainte, el le cuprindea în termenul metaforic de luptă pentru existenţă. El scoate la iveală rolul esenţial al conexiunilor indirecte, mediate, dintre specii şi dintre ele şi mediul abiotic, subliniază importanţa mare a conexiunilor biologice faţă de rolul factorilor abiotici în procesul evoluţiei.

Darwin descoperă şi demonstrează importanţa raporturilor numerice dintre speciile unei regiuni, importanţa schimbării componenţei unei asociaţii (prin introducere de noi specii sau prin eliminarea unora existente) pentru evoluţia ulterioară a speciilor.

În 1866, la numai şapte ani după apariţia originii speciilor, şi inspirat de ideile lui Darwin, Haeckel introduce termenul de Ecologie şi dă definiţia noii ştiinţe. Deşi Haeckel prevestea un mare viitor acestei ştiinţe, în anii care au urmat dezvoltarea ei a mers slab.

Spre finele secolului trecut şi începutul secolului nostru, pe de o parte sub imboldul ideilor evoluţioniste, pe de alta şi mai ales sub imboldul problemelor practice legate de dezvoltarea agriculturii, a creşterii vitelor, a silviculturii, pescuitului de apă dulce şi oceanic, se dezvoltă cercetări care marchează prima perioadă, descriptivă în dezvoltarea ecologiei, perioadă care de fapt continuă şi astăzi şi care a dus la acumularea unui considerabil material faptic.

Cercetările de la început s-au desfăşurat pe mai multe direcţii, vizînd probleme legate de studiul factorilor fizici, autecologie şi sinecologie. În această perioadă sînt introduse şi noţiunile corespunzătoare : biocenoză (Möbius, 1877), autecologie şi sinecologie (Schröter, 1896 şi respectiv 1902).

O dezvoltare semnificativă o capătă cercetările asociaţiilor vegetale şi animale studiate mai întîi în bună măsură separat (mai ales de către botanişti). Sînt descrise structura şi succesiunea vegetaţiei, asocierea plan-

telor în comunități, bazele ecologice ale răspîndirii geografice ale plantelor, legătura dintre succesiune și condițiile fizice (mai ales clima) (Cowles, 1899 ; Warming, 1909 ; Morozov, 1912 ; Clements, 1916). Este introdusă noțiunea de climax (Clements, 1916) ca stadiul final al succesiunii asociațiilor vegetale.

Studiile consacrate comunităților animale în mod necesar fac legătura acestora cu plantele pe seama cărora trăiesc, direct sau indirect (Shelford, 1913 ; Adams, 1913 ; Elton, 1927). Se elaborează metodologii variate de cercetare ecologică. Realizări importante sînt obținute în studii limnologice, mai ales ale lacurilor (Forbes, 1887 ; Juday și Burge, Thieneman și Nauman).

Perioada descriptivă la care ne referim permite să se desprindă cîteva trăsături caracteristice.

1. Accentul principal este pus pe cercetarea și descrierea structurii și dinamicii în spațiu și timp a factorilor abiotici, a comunităților vegetale și animale, a asocierii speciilor, a dependenței acestei asocieri de factorii abiotici. Se acumulează un vast material faptic în acest domeniu.

2. Relevarea conexiunilor dintre speciile unei comunități și dintre ele și condițiile fizice, a dus la conturarea ideii că o comunitate reprezintă un întreg. Lacurile cuprinzînd comunități foarte clar delimitate și structurate, este firesc că ideea se conturează la început mai ales în limnologie. După Forbes (1887) un lac reprezintă un „microcosmos" care trebuie studiat ca un ansamblu. Clements (1916) merge chiar mai departe și, făcînd analogia între etapele existenței unui individ și etapele succesiunii ecologice care se încheie prin climax, consideră comunitatea ca un „superorganism". Thienemann (1925) consideră și el că o comunitate poate fi considerată ca un organism de ordin superior. Asemenea analogii cuprind ideea valoroasă a integralității biocenozelor, dar exagerînd analogia cu un organism denaturează realitatea și de aceea nu sînt acceptabile.

Apariția și răspîndirea analogiei biocenoză—organism (ea persistă pe alocuri și astăzi) nu este surprinzătoare pentru acea perioadă, dacă ținem seama că ecologia s-a dezvoltat din concepția evoluționistă care, în secolul trecut și la începutul secolului nostru, promova ideea că organismul este obiectul selecției naturale și deci al evoluției. Însăși definiția lui Haeckel a ecologiei reflectă această idee la care putem adăuga faptul că el considera ecologia ca o ramură a fiziologiei — deci a științei care studiază funcțiile fiziologice ale individului.

Acumularea unui bogat material faptic în domeniul cercetării structurii comunităților a avut mai multe consecințe.

În primul rînd, a apărut necesitatea unei noțiuni noi care să reflecte cît mai corect și complet caracterul unitar al comunității — integrată în factorii abiotici respectivi. Astfel apar noțiunile de ecosistem (Tansley, 1935) și biogeocenoză (Sukaciov, 1942) care, deși nu sînt identice în conținutul lor, sînt adesea folosite ca sinonime.

În al doilea rînd, apare ca posibilă și necesară elaborarea unui sistem de clasificare a comunităților. Această direcție capătă o importantă dezvoltare în descrierea și clasificarea asociațiilor vegetale, care sînt privite și descrise analog cu speciile (Braun — Blanquet, 1913). În felul acesta a luat naștere o ramură aparte a ecologiei — fitosociologia (fitocenologia sau geobotanică) și s-a elaborat un complex sistem de clasificare a asociațiilor vegetale.

În domeniul limnologiei se elaborează un sistem de clasificare tipologică a lacurilor (Thienemann şi Nauman) avînd ca tipuri principale lacurile oligotrofe (lacuri cu *Tanytarsus*), lacuri eutrofe (lacuri cu *Chironomus*) şi lacuri distrofe (turbării).

In al treilea rînd, acumularea unui vast material faptic a făcut posibilă depăşirea perioadei descriptive şi trecerea la studiul de teren şi experimental al aspectelor funcţionale a ecosistemelor, trecerea la perioada modernă în dezvoltarea ecologiei. Această trecere a fost determinată în parte şi de faptul că, paralel cu cercetările biocenologice, s-a dezvoltat studiul populaţiilor.

Primele cercetări cu caracter populaţional, abordînd mai ales problema creşterii numărului, au apărut în domeniul social. Malthus (1798) susţinea că populaţia umană creşte în progresie geometrică iar mijloacele de trai în progresie aritmetică. Verhulst (1838) pornind tot de la studii demografice, elaborează primul ecuaţia logistică ce reprezintă modelul matematic al creşterii populaţiei umane într-un spaţiu limitat. Uitată, această ecuaţie a fost redescoperită abia în 1920 (Pearl şi Reed) cînd cercetările populaţionale pătrund în diferite domenii ale biologiei.

Este studiată şi descrisă dinamica numărului la diferite animale (Seton, 1911 ; Hjort, 1914). Importanţă considerabilă au avut lucrările lui Elton (1924) care arată că fluctuaţiile numerice ale unor populaţii au o anumită periodicitate.

Treptat cercetările se extind în domeniul geneticii populaţiilor (legea Hardy-Weinberg, 1908).

Abordarea statistică a studiului populaţiilor, arătînd modul şi viteza de generalizare a mutaţiilor în sînul populaţiilor, a deschis posibilitatea aplicării unor metode cantitative în cercetarea procesului selecţiei şi al evoluţiei (Cetverikov, 1926 ; Fisher, 1930 ; Dubinin, 1931 ; Wright, 1931 ; 1932 ; Haldane, 1932).

În sistematică se instaurează convingerea că specia are o structură complexă, ierarhizată, în care populaţia ocupă locul central. La finele deceniului al 4-lea şi începutul celui de-al 5-lea se conturează „noua sistematică" (Huxley, 1942), care preconizează studiul speciei prin prisma structurii populaţionale. În ştiinţa evoluţiei se elaborează tot mai profund ideea că populaţia reprezintă obiectul selecţiei şi purtătorul material al evoluţiei (Dobzhansky, 1937 ; Smalgausen , 1946 ; Simpson, 1953 ; Zavadski. 1961 ; Mayr, 1963). Se instaurează ceea ce E. Mayr a denumit „gîndirea populaţională".

In această perioadă de transformări profunde în biologie începe şi abordarea studiului ecologic complex al populaţiilor. Aceste cercetări au arătat că şi populaţia, nu numai biocenoza, are o structură spaţio-temporală, ca şi structura pe sexe, vîrste, complexe şi caracteristice, că populaţia reprezintă o entitate, un sistem, cu o anumită organizare şi îndeplineşte anumite funcţii în cadrul biocenozei.

În felul acesta, atît cercetările populaţionale cît şi cele biocenologice au determinat treptat dar totodată destul de repede (în decurs de 2—3 decade) depăşirea perioadei descriptive şi tranziţia la perioada actuală, a ecologiei moderne. În acest spirit ecosistemul este conceput ca o entitate nu numai structurală dar şi funcţională, dinamică şi productivă, care este capabilă să fixeze, să transforme şi să acumuleze energia radiaţiilor solare sub formă de substanţă organică a vieţuitoarelor biocenozei.

Studiul energeticii ecosistemelor ajunge în centrul atenției ecologilor. Începutul a fost făcut de Juday (1940) care cercetează bugetul energetic al lacului Mendota (S.U.A.).

Un moment hotărîtor în această direcție de cercetare a reprezentat lucrarea lui Lindeman, „Aspectul trofo-dinamic al ecologiei" (1942). Bazîndu-se pe concepția lui Hutchinson cu privire la nivelele trofice (noțiune introdusă de Thinemann), pe metodele de calcul ale lui Juday, utilizînd rezultate ale altor autori, Lindeman studiază fluxul de energie în lacul Cedar-Bog (S.U.A.) și raporturile energetice între nivelele trofice. Rezultatele obținute reprezintă și astăzi un model al cercetărilor consacrate energeticii ecosistemelor. Dezvoltării acestor idei și metode sînt consacrate numeroase studii ecologice actuale.

Concomitent s-au dezvoltat metode de cercetare și estimare cantitativă a productivității (Boysen-Jensen, 1919 — pentru bentos, Vinberg, 1932 — pentru măsurarea producției primare a planctonului). Demoll (1927) introduce noțiunea de biomasă iar în studiul productivității introduce raportul P/B (producția/biomasă) care reprezintă viteza reciclării substanței (turnover).

Dezvoltarea teoriei generale a sistemelor (Bertalanffy, 1932, 1960; Needham, 1936; Botnariuc, 1967, 1976) apoi a ciberneticii și a teoriei informației au atras atenția asupra problemelor organizării și a principiilor de funcționare ale materiei vii. S-a dovedit că toate sistemele biologice de orice nivel de organizare și complexitate ar fi, nu sînt doar structurale, funcționale, energetice, dar ele sînt organizate și funcționează după principii cibernetice, sînt autoreglabile și au caracter informațional.

Studiul organizării materiei vii, a nivelelor de integrare și organizare, a permis și delimitarea mai precisă a domeniului ecologiei — studiul sistemelor supraindividuale — în esență a populațiilor și a biocenozelor integrate în ecosisteme (Odum, 1971, 1975).

Cencepția organizării sistemice a materiei vii (vezi capit. următor), deși este aplicabilă în toate domeniile biologiei, a pătruns cel mai profund în domeniul ecologiei. Ca urmare, în prezent se dezvoltă ecologia sistemică (Van Dyne, 1975; Thornton Kent, 1975; Patten, 1975; Eberhardt, 1975; Vasiliev, 1979 și alții) care constă în abordarea problematicii ecologice de pe pozițiile concepției sistemice (vezi pag. 31).

Ecologia sistemică urmărește studiul calitativ și cantitativ al corelațiilor sistemice dintre parametrii structurali și funcționali ai subsistemelor (a populațiilor) și între aceștia și cei ai sistemelor integratoare (a ecosistemelor), deci relațiile dintre structurile, funcțiile și legile ierarhiei sistemice.

Din acest mod de abordare a rezultat și o metodologie nouă, reprezentată prin analiza sistemică care în prezent tinde să se diferențieze într-o disciplină de sine stătătoare pe care mulți cercetători o echivalează cu modelarea matematică. În adevăr, expresia cantitativă a relațiilor dintre componentele unui sistem dat se materializează în ultimă instanță printr-un model matematic care permite analiza comportamentului sistemului integrativ în funcție de schimbările (între anumite limite) parametrilor de funcționare a subsistemelor.

În prezent aceasta este singura cale care permite prognoza ecologică și deci controlul sistemelor ecologice. Analiza sistemică este în prezent metoda unitară de rezolvare a celor mai diferite probleme ale ecologiei fundamentale și aplicate.

ISTORICUL ECOLOGIEI ÎN R. S. ROMÂNIA

Istoria dezvoltării preocupărilor cu profil ecologic în țara noastră încă nu a fost cercetată în mod temeinic, de aceea schița prezentată aici, în mod inevitabil, este incompletă.

Începuturile ecologiei în România sînt legate de activități organizatorice și științifice în mai multe domenii ale biologiei.

Un prim domeniu, ca și pe plan mondial, este cel al studiului covorului vegetal al țării și al asociațiilor vegetale (geobotanica). Cel care a inițiat și a pus bazele teoretice ale geobotanicii românești a fost eminentul botanist clujean Borza (1924), urmat de numeroși alți botaniști din toată țara. Concepția de bază a acestor cercetări, ca și metodologia adoptată, au fost cele elaborate de Braun-Blanquet. Această direcție de cercetări în care se integrează și studii asupra succesiunii formațiunilor vegetale și care poate fi integrată în caracteristicile perioadei descriptive, continuă și astăzi, prin cercetări tot mai de detaliu ale structurii vegetației țării.

Paralel și concomitent cu această direcție, o pleiadă de zoologi preocupați de problemele evoluționismului, de studiul condițiilor de viață și al relațiilor dintre specii ajung la rezultate importante și semnificative pentru dezvoltarea ecologiei românești. Aici, pe primul loc trebuie menționat distinsul zoolog evoluționist Racoviță. Pe planul autecologiei au rămas clasice studiile sale asupra biologiei cetaceelor din apele Antarcticii. Studiind viața din peșteri, Racoviță întemeiază știința biospeologiei (1907) cu un profund conținut ecologic. Cercetări autecologice sînt inițiate și de alți zoologi ca Bujor care studiază condițiile de viață din ape suprasărate și adaptările unor animale la aceste condiții, Popovici-Bîznoșanu — asupra adaptării animalelor reofile, cercetări asupra biologiei diferitelor grupe de animale, efectuate de Borcea, Motaș, Băcescu, Bogoescu și mulți alți zoologi.

Racoviță, ca gînditor evoluționist, a mers mai departe. Preocupat de studiul factorilor evoluției, a înțeles cu o neobișnuită clarviziune sensul biologic al relațiilor dintre specii (sinecologie), prefigurînd unele din preocupările și soluțiile cele mai actuale ale ecologiei.

Astfel, în „Evoluția și problemele ei" (1929), analizînd factorii darwinieni ai evoluției, Racoviță dezvoltă ideea lui Darwin că lupta directă, „act violent și vremelnic" — are rol minor pentru desfășurarea evoluției în comparație cu rolul concurenței vitale. Pornind de aici el dezvoltă concepția sa despre echilibrul biologic al cărui conținut plin de actualitate nu poate fi redat mai bine decît citînd textul original.

„Lupta între fiarele sălbatice, între animalele carnivore și cele ierbivore care le servesc drept hrană, lupta sîngeroasă între societățile de viețuitoare, nu reușește să schimbe fața pămîntului ; din contra, ea are o acțiune mai mult conservatoare căci rezultatul ei de căpetenie este stabilirea „echilibrului biologic".

Cînd într-o regiune dată, lupii se înmulțesc prea mult, speciile victime se împuținează astfel că se iscă foamete printre ei, puii de lup pier și haitele se răresc ; apoi iar încep a huzuri căprioarele și cerbii, iar cîrdurile lor sporesc, dar și vrăjmașii lor pot să-și mărească numărul din nou. Numărul călăilor și victimelor, al erbivorelor și al carnivorelor, tinde deci la o proporție fixă prin autoreglare, proporție care constituie așa-numitul „echilibru biologic" (p. 127—128). Am reprodus acest citat pentru că el arată profunzimea cu care a înțeles Racoviță conținutul și sensul bio-

logic al conexiunilor dintre specii şi caracterul autoreglabil al stabilităţii lor.

De pe atunci Racoviţă a înţeles şi fragilitatea acestui echilibru în faţa impactului activităţii umane şi importanţa lui pentru viaţa omenirii.

„Echilibrul biologic natural este astăzi însă pe cale să dispară din ce în ce mai complet şi din ce în ce mai repede, căci dezechilibrul provocat de activitatea speciei omeneşti e prea brusc, prea întins şi prea grozav ca să fie stăvilit din nou prin autoreglare“ ... „De-or merge trebile aşa, fără ca să intervie vreo schimbare în tactica lui Homo „insapiens“ putem să-i cîntăm de pe acum prohodul“ (p. 129—130).

Problema interacţiunii dintre specii şi dintre ele şi mediul lor de viaţă abiotic, o găsim şi în numeroase lucrări ale lui Popovici-Bîznoşanu, fapt care se reflectă şi în unele lucrări ale elevilor săi. Printre acestea un loc aparte îl are lucrarea lui Ionescu „Contribuţiuni la studiul faunei frunzarului de fag“ (1932). Este primul studiu al structurii şi dinamicii unei biocenoze. Studiind proporţiile dintre diferite grupe de animale autorul ajunge la concluzia că în această „asociaţie naturală“ există un echilibru biologic care determină stabilitatea ei. Mecanismul acestei stabilităţi este determinat de concurenţa pentru hrană (humus) a celor două grupe principale, acarieni şi colembole.

Dacă biologii citaţi pînă acum pot fi consideraţi ca precursori ai ecologiei româneşti, întemeietorul ei este Antipa.

Elev al lui Haeckel, al gîndirii evoluţioniste a acestui mare biolog, Antipa a aplicat în mod creator ideile evoluţiei în cercetările sale hidrobiologice asupra zonei inundabile şi deltei Dunării. Pentru prima dată în biologia românească el pune problema cauzelor care determină productivitatea biologică a zonei inundabile (1910, 1921, 1932).

Studiind condiţiile de viaţă şi evoluţia lor în bălţile zonei inundabile, Antipa descoperă un adevărat proces de autoreglare automată, prin conexiune inversă negativă, a nivelurilor apelor din bălţi în raport cu nivelul apelor fluviului. Aceasta se realizează prin depunerea de aluviuni la gurile canalelor de alimentare şi de evacuare : „Cu modul acesta deci se poate observa un proces lent de colmatare a bălţilor, proces în contra căruia bălţile caută singure a se apăra prin bancurile care le formează la gura gîrlelor lor şi în special prin bancul de la gura gîrlei din amonte, creîndu-se astfel o stare de echilibru a bălţilor“ (1910, p. 46).

Viiturile periodice fiind factorul determinant în desfăşurarea vieţii din lunca inundabilă, Antipa analizează influenţa lor asupra producţiei finale — peştele — din apele acestei zone şi ajunge la concluzia „... că producţia pescăriilor creşte în proporţie directă cu suprafaţa de teren inundată ; cu cît apele sînt mai mari şi acopăr suprafeţe mai mari şi cu cît durata creşterilor ţine mai mult cu atît şi producţia e mai mare“ (1910, p. 60). Mai tîrziu el consideră că aceasta este o „lege generală“ pe care o enunţă mai concis şi precis : „... producţia (pescăriilor NB) este direct proporţională cu suprafaţa inundată şi cu durata inundaţiilor“ (1921, p. 58).

Cercetînd mecanismul productivităţii biologice a apelor zonei inundabile, Antipa abordează studiul problemei extrem de complexe şi nerezolvate nici pînă azi, a organizării şi funcţionării biocenozelor în general : „Avem deci impresia că prin studiul Dunării, am ajuns să găsim cheia prin care s-ar putea reuşi să dezlegăm enigma unei probleme biologice de importanţă crescîndă“ (1935, p. 13, 14).

În aprecierea semnificației acestor cercetări, nu trebuie să uităm că ele s-au desfășurat în perioada cînd ecologia, pe plan mondial, era doar la începuturile ei, cînd încă nu era creat termenul de ecosistem, iar toată nomenclatura ecologică era inexistentă (vezi paragraful precedent).

Ideile remarcabile ale lui Antipa asupra problemelor funcționării biocenozelor sînt dezvoltate în lucrarea cu titlul semnificativ „Organizarea generală a vieții colective a organismelor și a mecanismului producției în biosferă" (1935).

Antipa constată că fiecare baltă și întreaga zonă cu diferite tipuri de ape, este subdivizată în numeroși biotopi, populați fiecare de către o biocenoză, care prin funcționarea ei realizează producția finală. Acest „aparat biologic" determină „circuitul materiei" pornind de la fotosinteză, ajungînd la producția de pește și terminînd prin întoarcerea materiei în circuit.

Ce reprezintă biocenozele ? Antipa arată că ele reprezintă *forma universală de organizare a viețuitoarelor* (sublinierea noastră NB) „Nici un organism animal sau vegetal nu poate duce o viață izolată și trebuie să facă parte, cu alte organisme cu care conviețuiește dintr-o asociație biologică a mai multor specii — biocenoza — în care fiecare specie este reprezentată printr-un anumit număr de indivizi" (p. 80) „Formarea biocenozelor nu este deci un fenomen sporadic și facultativ ci o lege generală pentru toate ființele".

După cum vedem, fără a folosi terminologia actuală, este formulată clar ideea, neadoptată în întregime nici în prezent, că biocenoza reprezintă un nivel de organizare a viului. Antipa propune numele de „biocenotică" pentru știința biocenozelor. Antipa sesizează esența relațiilor dintre individ și biocenoză, a fenomenului integralității : „Viața individuală a fiecărui organism component este subordonată vieții asociațiilor ... în timp ce viața colectivă a asociației nu reprezintă numai suma vieților individuale a ființelor ce intră în componența ei, ci corespunde *rezultantei activității vitale* (subliniere NB) a tuturor componentelor, avînd țelurile sale determinate de condițiile bionomice ale biotopului său" (p. 81). Biocenoza este organizată pe principiul specializării și al diviziunii muncii, avînd drept țel utilizarea maximă și optimă a resurselor mediului. Cantitatea și calitatea producției depind atît de componența calitativă a speciilor, cît și de proporțiile lor în biocenoză. Fiecare biocenoză determină, prin activitatea ei, circuitul materiei și energiei ; ea are anumite schimburi nutritive, un anumit metabolism, rosturi (țeluri) bine determinate, o evoluție de sine stătătoare în raport cu mediul fizic în care trăiește (biotopul).

Antipa subliniază cu insistență că aceasta este o ordine reală „ea poate fi constatată, văzută și chiar măsurată". E de subliniat în această privință că măsurarea activității biocenozelor (metabolismul lor) a început abia în timpuri recente.

Educat în spirit evoluționist Antipa răspunde la întrebarea tulburătoare privind originea și semnificația acestei organizări a vieții, arătînd că ele sînt rezultatul selecției exercitate de mediu, a luptei pentru existență, reprezintă adaptarea reciprocă a speciilor la viața colectivă.

Preocupările ecologice ale lui Antipa, expuse foarte schematic și incomplet, credem că justifică pe deplin considerarea lui drept întemeietor al ecologiei în România (Botnariuc, 1968).

O altă direcție importantă de dezvoltare a preocupărilor ecologice o reprezintă mișcarea pentru ocrotirea naturii, care a devenit problema numărul unu a ecologiei și totodată una din problemele actuale prioritare ale omenirii.

Era de așteptat ca acei care au înțeles sensul și importanța „echilibrului biologic" să fie și promotorii acestei mișcări, în esență ecologice, din țara noastră. Scopul acestei mișcări era de a obține legiferarea și organizarea pe baze riguros științifice a protecției bogățiilor și frumuseților naturale și nealterate ale țării împotriva distrugerii lor de către economia prădalnică a acelor vremi.

Evenimentul hotărîtor al acestei acțiuni a fost convocarea de către profesorul Popovici-Bîznoșanu, președintele Societății naturaliștilor din România, a primului Congres al naturaliștilor la Cluj, în aprilie 1928. Congresul s-a desfășurat sub președenția lui Racoviță, alături de care erau militanți pasionați și devotați ai ocrotirii naturii : Borza, Pop, Pușcariu, Borcea, Bujor și mulți alți naturaliști. În urma acestui congres și a stăruințelor neobosite ale lui Racoviță și Borza, în 1930 a fost promulgată prima lege pentru ocrotirea monumentelor naturii în România, a fost înființată Comisia Monumentelor Naturii, iar în 1935 s-a constituit în mod legal Parcul Național Retezat. Acum 25 ani și-a făcut apariția revista „Ocrotirea naturii", organ al C.M.N., revistă cu profil în esență ecologic.

În prezent, dezvoltării ecologiei se acordă o atenție tot mai mare, înțelegîndu-se rolul ei în rezolvarea problemelor economice pe care le ridică exploatarea rațională și protecția bogățiilor naturale ale țării.

Cercetări ecologice complexe, cu metode moderne, se desfășoară în cadrul unităților grupate în Institutul Central de Biologie, laboratoarele de ecologie din centrele universitare, stațiunile de la Pîngărați, Brăila, Sulina, Orșova, Arcalia, la Institutul Român pentru Cercetări Marine, în Institutul de cercetări și amenajări silvice și în stațiunile acestuia, la Institutul de protecție a plantelor etc.

Un rol important în dezvoltarea ecologiei, atît sub aspectul cercetării cît și educațional a reprezentat introducerea ecologiei ca disciplină de bază în învățămîntul superior (1961). În anul 1965 a apărut primul manual românesc de ecologie elaborat de conf. dr. B. Stugren (Cluj-Napoca).

III

BAZELE TEORETICE ALE ECOLOGIEI

NOȚIUNI GENERALE

Din definiția dată ecologiei se vede că domeniul ei de preocupare îl constituie o categorie de sisteme biologice (cele supraindividuale). Din această cauză teoria organizării sistemice a materiei în general și a materiei vii în special, reprezintă baza conceptuală și totodată metodologică în abordarea problemelor ecologiei.

Teoria sistemelor * pornește de la constatarea faptului că întreaga materie este organizată în corpuri materiale de cele mai diferite naturi (atomi, molecule, planete, galaxii, ființe vii) care reprezintă tot atitea sisteme.

Un sistem poate fi definit ca un ansamblu de elemente, identice sau diferite, unite prin conexiuni într-un întreg. Deci, un sistem apare ca un ansamblu organizat, adică alcătuit în așa fel, încît conexiunile și funcțiile elementelor (subsistemelor) componente concură la menținerea și îndeplinirea funcțiilor întregului.

Din punct de vedere al relațiilor cu mediul (deci cu alte sisteme) sistemele pot fi izolate, închise sau deschise.

Sistemele izolate nu au schimburi materiale și nici energetice cu mediul. Asemenea sisteme nu există în natură și sînt doar postulate teoretic.

Sistemele închise — au doar schimburi energetice cu mediul. De pildă un vas cu apă, închis ermetic, cedează sau primește căldura mediului înconjurător. În natură nu se găsesc sisteme absolut închise.

Sistemele deschise întrețin cu mediul atît schimburi materiale cît și energetice. Practic, toate sistemele din natură fie lipsite de viață (o stîncă, un bazin cu apă, un nor, o planetă) fie vii, fac parte din această categorie.

Sistemele biologice deschise se deosebesc de cele nebiologice printr-o serie de însușiri dintre care unele sînt deosebit de importante din punct de vedere ecologic.

---

* Pentru cunoașterea mai completă a teoriei sistemelor pot fi consultate lucrările : Botnariuc, Concepția și metoda sistemică în biologia generală. Edit. Acad. R.S.R., București, 1976 ; Botnariuc — Biologie generală, Edit. did. și ped., București, 1979.

a. Sistemele biologice au caracter istoric, adică însușirile structurale și funcționale sînt rezultatul evoluției lor în timp, deci a istoriei lor în sensul propriu al acestui cuvînt. De pildă, pentru a explica structura, modul de funcționare al unui organism sau al unei populații noi, trebuie să studiem originea lor, evoluția istorică a speciei din care fac parte.

b. Sistemele biologice sînt sisteme informaționale, cu alte cuvinte ele sînt capabile să recepționeze, să prelucreze, să acumuleze informații primite din mediu și la rîndul lor să transmită informații către alte sisteme. Informația fiind un mesaj alcătuit dintr-o succesiune de semnale de naturi foarte diferite, apare evident că un organism, o populație — pot recepționa și transmite informații pe căi fizice (sunete, culori etc.), chimice (mirosuri, substanțe chimice din sol, din apă, sau eliminate în mediu), fiziologice (comportamente diferite, gesturi sau alte activități).

Sistemele biologice, avînd caracter istoric, moștenesc de la sistemele ascendente un important stoc informațional la care se adaugă informația proprie, dobîndită prin relațiile proprii cu mediul, al fiecărui sistem dat.

Fiecare categorie de sisteme biologice (indivizi, populații, biocenoze), avînd o organizare proprie, înregistrează și transmite informația printr-un sistem propriu de semnale determinate de structura, funcționarea și comportamentul sistemului. Cu alte cuvinte fiecare sistem codifică informația în modul său propriu, codul fiind specific fiecărei categorii de sisteme. La indivizi — acest cod este determinat de structura acizilor nucleici ; la populație el este determinat de natura (poziția filogenetică), structura și modul de funcționare a populației.

Cantitatea de informație a unui sistem biologic depinde, între altele, de gradul de organizare al sistemului. Cu cît organizarea lui este mai avansată, cu atît sistemul este mai diferențiat — deci, cu cît gradul de probabilitate al sistemului este mai mic, cantitatea de informație conținută este mai mare. În felul acesta, cantitatea de informație a unui sistem devine o măsură a gradului său de organizare.

Deoarece existența oricărui sistem biologic depinde de relațiile lui cu mediul înconjurător (deci cu alte sisteme biologice sau nebiologice) tendința generală, care se manifestă în decursul evoluției sistemelor biologice, este de a realiza nu cantitatea maximă de informație ci cantitatea optimă (gradul optim de organizare) pentru asigurarea persistenței sistemului.

Un alt aspect important al caracterului informațional al sistemelor biologice îl reprezintă fidelitatea informației recepționate sau transmise. Această trăsătură este esențială pentru menținerea speciilor, ca și a altor categorii de sisteme biologice. Diferite mijloace asigură de pildă protecția informației genetice împotriva perturbărilor, a „zgomotelor", astfel încît ea să poată fi transmisă cît mai puțin alterată. Un mijloc frecvent de asigurare a fidelității constă în repetarea informației, fenomen denumit redundanță. În acest sens este interpretat faptul că fiecare fel de cromozom este în dublu exemplar, că în fiecare celulă se repetă toată garnitura cromozomică, că în fiecare individ se repetă (în linii esențiale) structura genotipului, în fiecare populație se repetă mai mult sau mai puțin fidel patrimoniul genetic al speciei. Redundanța excesivă, deci repetarea excesivă a mesajului, este inutilă și poate fi chiar dăunătoare deoarece duce la risipă inutilă de energie, la supraîncărcarea canalelor de comunicație și

poate chiar la alterarea informației (poliploidia, suprapopulația). De aceea tendința generală a sistemelor biologice este de a realiza redundanța optimă care să asigure fidelitatea necesară cu minimum de pierderi.

Trebuie subliniat că, de obicei, cu toate mijloacele elaborate de sistemele biologice, practic nu se realizează o fidelitate absolută nici în recepționarea, nici în transmiterea informației. Acest lucru nu este întîmplător ci este, am putea spune, un rău necesar. O fidelitate absolută ar însemna rigiditate. Transmiterea absolut fidelă a informației genetice, de pildă, ar însemna fixitatea speciilor. Erorile în copierea informației genetice (mutațiile) reprezintă o cale prin care se realizează plasticitatea speciilor și, deci, este o sursă a evoluției prin selecția erorilor „pozitive" în raport cu mediul.

De obicei, suprapopulația are efecte dăunătoare pentru populație, putînd duce la slăbirea sau chiar pieirea multor indivizi. Dar ea poate determina și emigrare de indivizi, ocuparea de noi teritorii, întemeierea de noi populații, deci extinderea, diferențierea, evoluția prosperă a speciei.

c. Integralitatea sistemelor biologice este o însușire deosebit de importantă pentru ecologie.

Sistemele biologice nu sînt aditive, adică însușirile lor nu se pot reduce la însumarea însușirilor părților componente. Întregul, sistemul integrator, posedă însușiri noi, proprii, pe care nu le regăsim la părțile lui componente. Aceasta nu este o însușire doar a sistemelor biologice. De pildă, apa are însușiri cu totul diferite de ale hidrogenului și oxigenului care o compun. O populație are însușiri diferite și noi față de organismele din care este alcătuită (longevitate nedefinită, o anumită structură pe vîrste, pe sexe, structură genetică, densitate, dispersie, dinamică, energetică etc.). O biocenoză are însușiri diferite de ale populațiilor componente. Între aceste însușiri una din cele mai importante este productivitatea biologică.

Aceste însușiri noi ale sistemului integrator apar ca rezultat al conexiunilor dintre părțile lui (subsisteme) componente. Cu cît părțile componente sînt mai diferențiate, mai specializate în îndeplinirea unor anumite funcții în viața întregului, cu atît interdependența lor va fi mai mare, organizarea sistemului mai avansată, mai complexă, iar integralitatea mai pronunțată, adică trăsăturile noi, proprii întregului, vor fi mai pregnante.

Numeroase fapte pot ilustra această idee, relevînd importanța ei în abordarea unor probleme ale ecologiei. Astfel, H. Odum și E. Odum (1955) studiind ecosistemul recifal al unui atol (Eniwetok, Oc. Pacific) au constatat că productivitatea primară a acestui sistem este semnificativ mai mare decît a oceanului înconjurător, deși cantitatea de energie incidentă pe unitate de suprafață este aceeași. Autorii citați arată că: „... rata ridicată a producției primare a recifului ca întreg este o proprietate nouă rezultînd din legăturile simbiotice (mai ales între alge și coralierii recifali — n.n.) care mențin un eficient schimb de energie și reciclare de nutrienți între componenții vegetali și animali" (E. Odum, 1977, p. 1290).

Pe cale experimentală s-a putut arăta că un ecosistem acvatic alcătuit din bacterii, plante și moluște sau pești, degradează mult mai repede fenolul decît bacteriile singure, deși dintre aceste grupe de organisme, numai bacteriile sînt capabile să degradeze acest compus toxic. Explicația apariției acestei noi trăsături — a creșterii rezistenței față de acest important agent poluant, stă în interacțiunile (conexiunile) care apar între

speciile componente : plantele furnizează oxigenul necesar activității bacteriilor, animalele, prin cataboliții lor, furnizează elemente biogene (fosfor, azot, sulf etc.) necesare activității vitale a bacteriilor (Kamșilov, 1976).

Producția primară, în masa apei, ca mecanism, este determinată de pildă, de activitatea fitoplanctonului. Dar valoarea reală a acestui proces depinde de interacțiunea algelor cu zooplanctonul și cu alte animale care, pe de o parte sînt consumatori ai fitoplanctonului iar pe de altă parte, stimulează activitatea productivă a acestuia prin eliminarea în apă a dioxidului de carbon necesar pentru fotosinteză și a nutrienților (NP) conținuți în excretele animalelor. De asemenea, activitatea fotosintetică a fitoplanctonului depinde și de calitățile chimice ale apei (conținut în elemente nutritive) ca și de cele fizice (transparența, temperatura). Determinînd producția primară a planctonului, de pildă, prin metoda sticluțelor, noi măsurăm o însușire a întregului subsistem al plancterilor, rezultatul conexiunilor dintre componenții lui, fără a cunoaște rolul precis al fiecărui component (al fiecărei specii de plante sau animale).

Un ultim exemplu deosebit de elocvent este faptul că relațiile de mutualism (simbioză) între unele alge și ciuperci dau naștere la un întreg grup sistematic de plante — licheni, cu însușiri cu totul diferite, atît față de alge cît și față de ciuperci.

O altă consecință a integralității constă în faptul că un element component al întregului, integrat în sistem, are alte însușiri decît în afara întregului, sau în cadrul unui nou sistem. Un rozător în captivitate, în tensiunea stresului, este mai rezistent la pesticide decît în condițiile lui naturale (deci atunci cînd e integrat în populația și biocenoza lui normală). De obicei, o populație a unei specii, integrată într-un ecosistem se deosebește sub multiple aspecte structurale și funcționale de o altă populație a aceleiași specii dar integrată într-un ecosistem diferit. Cauza acestor deosebiri o reprezintă conexiunile diferite ale populației cu hrana, dușmanii, factorii abiotici, din cele două ecosisteme.

Apare evident că fenomenul integralității sistemelor biologice are importante consecințe metodologice. Una din acestea constă în faptul că rezultatele cercetărilor experimentale, de laborator, cu unele populații, de plante sau animale, trebuie permanent confruntate cu datele din teren (din ecosistemele în care trăiesc) pentru a putea extrapola rezultatele obținute.

d. Echilibrul dinamic este starea caracteristică a sistemelor biologice, consecința însușirii fundamentale a sistemelor deschise de a întreține un permanent schimb de substanță și energie cu sistemele înconjurătoare. La sistemele lipsite de viață, aceste relații cu mediul duc treptat la dezorganizarea sistemului și deci la dispariția lui ca sistem. O stîncă, în contact cu mediul înconjurător, este treptat dezagregată și transformată în pietriș și nisip. Conservarea acestor sisteme depinde de gradul lor de izolare față de sistemele înconjurătoare. Spre deosebire de acestea, sistemele biologice își au existența condiționată de menținerea relațiilor materiale, energetice și informaționale cu mediul.

Aceste sisteme au capacitatea de a transforma condiții ale mediului în propriile lor condiții. Ca urmare, în timp ce unele elemente componente ale sistemului se dezintegrează, eliberează energia care e folosită în sistem, se produce o continuă înlocuire a lor pe seama substanțelor și a surselor de energie exterioare sistemului. Ca urmare, sistemele biologice au capacitatea de autoreînoire, care reprezintă premisa dezvoltării și a evo-

luției. O altă consecință a acestei stări este faptul că, în timp ce sistemele nebiologice evoluează totdeauna în sensul creșterii entropiei, deci în sensul dezorganizării lor și a realizării echilibrului termodinamic, sistemele biologice au capacitatea de a compensa creșterea entropiei și a o depăși. Deci, au un comportament antientropic. Această însușire permite sporirea cantității de substanță organică, deci desfășurarea producției biologice.

e. Sistemele biologice sînt *sisteme cu program.* Această trăsătură este legată de faptul că organizarea sistemelor biologice este de așa natură încît trăsăturile lor morfologice, structurale, funcționale, comportamentale nu sînt rigide, fixe, ci ele se pot schimba între anumite limite, permițînd sistemului realizarea unor stări diferite. Un program poate fi definit ca fiind tocmai una din stările posibile pe care sistemul dat este capabil să le realizeze, în limitele permise de organizarea sa. Orice sistem biologic, avînd posibile mai multe stări, înseamnă că are tot atît de multe programe. De pildă, diferite stări ale structurii polimorfe (în sens larg, fenotipice și genotipice — vezi pag. 207) ale unei populații, realizate în decursul sezoanelor sau a anilor, diferite modalități de realizare a nutriției, a creșterii, a reglării numărului, reprezintă realizarea a tot atîtea programe.

Deoarece sistemele biologice sînt ierarhizate (vezi mai departe), în fiecare sistem există o ierarhie de programe. În această ierarhie, Amosov (1965) distinge trei categorii de programe : o primă categorie o reprezintă programele „pentru sine", reprezentînd stările unor structuri și funcții care asigură autoconservarea sistemului. De pildă, programele (deci structurile, funcțiile, comportamentele) care asigură nutriția și apărarea indivizilor sau a populațiilor — reprezintă programe „pentru sine" ale sistemelor individuale sau populaționale. O a doua categorie o reprezintă programele „inferioare", adică stările realizabile de subsistemele sistemului dat. De pildă, programele sistemelor moleculare, celulare, tisulare etc. integrate într-un organism ; programele indivizilor din cadrul unei populații. A treia categorie o reprezintă programele „superioare" : stările unui sistem dat, menite să asigure existența sistemului superior în care este integrat.

Programele „superioare" reflectă deci rolul, funcția unui subsistem dat în cadrul sistemului superior în care este integrat. De pildă, trăsăturile morfologice și fiziologice ale celulelor secretoare dintr-o glandă cu secreție internă au menirea de a asigura producerea unor substanțe necesare activității normale a întregului organism. Trăsăturile structurale, funcționale și comportamentale ale indivizilor, asigurînd reproducerea lor, reprezintă realizarea programelor „superioare" care asigură supraviețuirea populației (speciei). Adaptările unei populații privind îndeplinirea rolului ei de verigă în procesele de transfer ale materiei, energiei și informației — reprezintă realizarea programelor „superioare" ale populației, prin care ea contribuie la menținerea biocenozei integratoare. Între aceste categorii de programe se stabilesc anumite relații, de care ne vom ocupa mai departe.

f. Autoreglarea. Această însușire, reprezentînd un principiu esențial al ciberneticii, este comună tuturor sistemelor biologice. Autocontrolul parametrilor unui sistem este esențial pentru menținerea integralității și a echilibrului dinamic. Autoreglarea este urmare a unei anumite organizări a sistemelor biologice, organizare care permite recepționarea de informații din mediu (de la alte sisteme), prelucrarea lor, în urma căreia

sistemul reacţionează (răspunde) la stimuli în aşa fel încît să-şi asigure autoconservarea într-un mediu care tinde, în general, să dezorganizeze sistemul. Asemenea răspunsuri devin posibile datorită conexiunii inverse (feed-back) prin care răspunsul sistemului este comunicat centrului de comandă şi comparat cu ordinul emis (fig. 1).

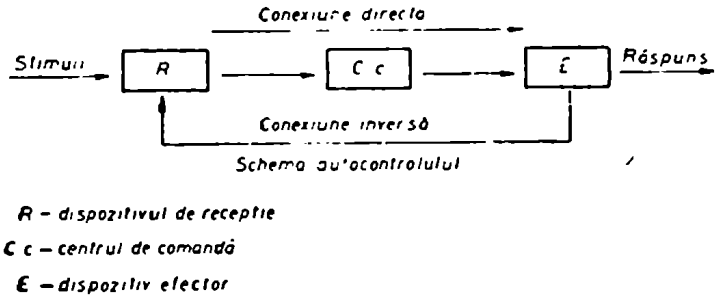


Fig. 1. Schema autocontrolului:
R — receptor; C.c. — centru de comandă;
E — efector.

Conexiunea inversă realizează stabilitatea sistemelor biologice, permiţînd anihilarea influenţelor întîmplătoare ale diferiţilor factori, permite opoziţia activă a sistemului faţă de diferite perturbări. Numeroşi parametri fiziologici şi ecologici sînt controlaţi pe această cale : temperatura corpului la homeoterme, menţinerea unei anumite concentraţii de glucoză în sînge, a presiunii sîngelui etc., numărul indivizilor într-o populaţie, structura polimorfă a populaţiilor, proporţiile dintre diferite populaţii într-un ecosistem etc.

Fiind o consecinţă a organizării sistemelor biologice, autoreglarea se perfecţionează odată cu evoluţia acestora din urmă. Cu cît o populaţie sau un ecosistem are structuri şi funcţii interne mai diferenţiate, mai evoluate, cu cît conexiunile dintre părţile lor componente sînt mai strînse şi multiple, autocontrolul se exercită asupra mai multor parametri şi devine mai eficient, asigurînd mai bine stabilitatea sistemului, echilibrul său dinamic. (Vezi capitolele privind autoreglarea în populaţie pag. 255 şi în biocenoze pag. 187).

Conexiunea inversă poate fi de două tipuri : negativă şi pozitivă. Conexiunea de primul tip împiedică depăşirea valorii răspunsului sistemului, tinde să-i stabilizeze valoarea, fără a ajunge vreodată la o valoare fixă, invariabilă. De pildă, un termostat nu menţine temperatura fixă, ci la o valoare apropiată de cea comandată, prin oscilaţii în minus sau în plus în jurul acestei valori. În cazul conexiunii inverse pozitive semnalele venite de la efector la receptor şi apoi la centrul de comandă duc la intensificarea efectului, ceea ce duce în final la autonegarea, autodistrugerea sistemului. Acest efect poate fi preîntîmpinat prin intervenţia unui alt sistem care să oprească, la un moment dat, acţiunea conexiunii inverse pozitive. Cele mai multe mecanisme de autocontrol biologic funcţionează prin feed-back negativ. Dar, după cum vom vedea în alte capitole, o serie de procese sînt comandate prin feed-back pozitiv.

Conexiunea inversă negativă face ca răspunsurile unui sistem la schimbările mediului să nu fie întîmplătoare ci să aibă un caracter adecvat, adică ele reprezintă modificări cu valoare imediata faţă de modificările de moment ale factorilor ce acţionează asupra sistemului. Există o deosebire importantă între autoreglare la sistemele tehnice şi la cele biologice. Sis-

temele tehnice autoreglabile de tipul termostatului, a regulatorului Watt etc., pot contracara doar un anumit tip de perturbări (în exemplele date t°, respectiv presiunea aburului) printr-un control simplu al acestor factori. Sistemele biologice sînt sisteme cu control multiplu, fiecare parametru putînd fi controlat (reglat) pe mai multe căi. De aceea sistemele biologice sînt ultrastabile (Ashby, 1956). Aceasta nu înseamnă că sînt rigide ci din contra marea lor stabilitate se realizează printr-o mare suplețe, labilitate. De pildă la schimbarea vremii, la scăderea temperaturii, un animal homeoterm va răspunde printr-o modificare a mecanismului fiziologic de termoreglare (termogeneză, termoliză) ; dacă acest mecanism este suprasolicitat și se dovedește insuficient, animalul recurge la alte mecanisme : își poate găsi un adăpost, și-l poate construi sau se poate grupa cu alți indivizi, limitînd pierderile de căldură. O populație poate răspunde la acțiunea unui dușman sau la modificarea cantității hranei în diferite moduri : modificarea ritmului reproducerii, a prolificității, a structurii pe vîrste, pe sexe, a ritmului de creștere, a structurii spațiale etc.

Din cele arătate rezultă că, datorită capacității de autoreglare, sistemele biologice au un comportament finalizat în sensul asigurării, persistenței integralității sistemului dat și a echilibrului său dinamic.

g. Heterogenitatea. Nici un sistem biologic nu este omogen ci este alcătuit din elemente diferite (heterogene). Această trăsătură rezultă din însușirile analizate. Autoreglarea, de pildă, ca una din însușirile esențiale ale biosistemelor, presupune existența minimum a două elemente, diferite cel puțin funcțional : unul care reglează și altul supus reglării, precum și a canalelor de comunicație directă și inversă, între ele. Deci este vorba de heterogenitatea, diversitatea internă a biosistemelor. Toate sistemele biologice se dezvoltă, evoluează — procese care duc în mod normal la creșterea complexității și deci a heterogenității interne a lor.

Metodele de calcul ale diversității interne a sistemelor (vezi anexa nr. 4) biologice și tehnice arată că valoarea maximă a ei se realizează cînd structurile elementare (părțile componente) ale sistemului sînt în proporții egale. Nici un sistem biologic nu realizează această condiție. Cauza acestui fapt stă în aceea că elementele componente ale biosistemelor nu sînt independente unul de altul ci între ele apar corelații — ca, de pildă, corelațiile dintre organe, corelațiile dintre sexe, dintre părinți și descendenți, corelațiile dintre populații într-o biocenoză etc.

Corelațiile duc la scăderea gradului de incertitudine în structura sistemului, la scăderea cantității de informație (față de maximum posibil) și deci la scăderea diversității (față de maximum teoretic). În același timp, corelațiile duc la creșterea eficienței autocontrolului sistemului și deci a stabilității lui — condiții esențiale pentru menținerea sistemului într-o ambianță care, în general, tinde la dezorganizarea lui. Prin urmare, există un anumit grad de heterogenitate — o heterogenitate optimă către care tinde orice sistem biologic și care asigură cel mai bine menținerea lui în condițiile concrete ale existenței sale.

După succinta analiză a principalelor însușiri ale biosistemelor, putem da și definiția (caracterizarea) lor : „sistemele biologice sînt sisteme deschise, informaționale ; datorită modului lor de organizare ele au capacitatea de autoconservare, autoreproducere, autoreglare și autodezvoltare de la forme simple spre cele complexe de organizare ; ele au un comportament antientropic și finalizat care le asigură stabilitatea în relațiile lor cu alte sisteme“ (Botnariuc, 1976).

IERARHIA SISTEMELOR BIOLOGICE

Ierarhia sistemelor reprezintă o trăsătură esenţială a organizării materiei, în general. Ea rezultă din faptul cuprins în însăşi definiţia sistemului, că orice sistem este alcătuit din subsisteme şi, la rîndul său, reprezintă un element component (subsistem) al unui sistem mai cuprinzător. În ierarhia sistemică a *materiei vii,* trebuie deosebite *nivelele de integrare* şi *nivelele de organizare* ale materiei vii. Nivelele de integrare reprezintă totalitatea sistemelor ierarhizate, cuprinse (integrate) în alcătuirea unui sistem biologic dat. Astfel, un organism pluricelular are integrată în el o ierarhie întreagă de sisteme, începînd de la cele subatomice (ioni), continuînd cu cele atomice, moleculare, macromoleculare, organite ale celulelor, celule, ţesuturi, organe, complexe de organe. După cum se vede, aici sînt cuprinse atît sisteme nebiologice (atomi, molecule), cît şi cele biologice (celule, ţesuturi etc.), neţinînd seama de gradul lor de generalitate (de ex. celula nu are ţesuturi prezente la pluricelulare).

Nivelele de organizare ale *materiei vii* reprezintă categorii exclusiv de sisteme biologice, diferite calitativ din punct de vedere al modului lor de organizare şi al funcţiilor lor biologice.

Stabilirea nivelelor de organizare ale materiei vii este de o deosebită importanţă deoarece fiecare nivel de organizare reprezintă o formă calitativ deosebită a mişcării biologice, caracterizată prin funcţii şi legi caracteristice, specifice sistemelor nivelului dat. Un criteriu obiectiv după care putem aprecia dacă un sistem biologic dat reprezintă sau nu un nivel de organizare este *universalitatea* sistemelor unui nivel dat : sistemele unui nivel de organizare trebuie să cuprindă întreaga materie vie, fără excepţie. Adoptînd acest criteriu putem defini un nivel de organizare a materiei vii ca *ansamblul sistemelor biologice echivalente, cu caracter de universalitate* şi putem considera ca stabilite cu certitudine şi recunoscute pînă în prezent următoarele patru nivele de organizare :

1. *Nivelul individual,* avînd ca unităţi reprezentative indivizii biologici, indiferent de complexitatea organizării lor (de la indivizi monocelulari procarioţi — pînă la organismele pluricelulare cele mai complexe).
2. *Nivelul populaţional* sau al speciei, reprezentat prin sisteme populaţionale sau ale speciilor (grupări de populaţii).
3. *Nivelul biocenotic* reprezentat prin sisteme biocenotice.
4. *Nivelul biosferei* reprezentat prin sistemul unic al biosferei planetei noastre.

Examinarea acestei ierarhii impune cîteva observaţii. În primul rînd, constatăm că fiecare nivel respectă criteriul universalităţii, cuprinzînd întreaga materie vie. În al doilea rînd constatăm că ierarhia nivelelor de organizare este, în esenţă, bazată pe relaţii funcţionale între sistemele ierarhizate, spre deosebire de ierarhia unităţilor taxonomice care este bazată pe relaţii de înrudire.

Fiind bazată pe relaţii funcţionale, sistemele fiecărui nivel se caracterizează prin anumite trăsături structurale, funcţionale, prin anumite legi specifice nivelului dat pe care le vom examina mai departe.

În legătură cu stabilirea nivelelor de organizare a materiei vii, trebuie menţionat că problema nu este rezolvată definitiv pînă în prezent. Diferiţi autori prezintă diferite feluri de ierarhii ale sistemelor biologice (vezi Botnariuc, 1967 ; Murgoci, Zavadski). Fără a discuta aici toate aspectele problemei putem menţiona că motivele divergenţelor de păreri

sînt şi ele diferite : lipsa unui criteriu obiectiv şi unanim acceptat al definirii noţiunii de nivel de organizare a materiei vii ; confundarea destul de frecventă a nivelelor de integrare cu nivelele de organizare ; insuficienta cunoaştere a legilor specifice diferitelor nivele. Din aceste motive de pildă, nu sîntem siguri că între nivelul biocenotic şi cel al biosferei nu există un alt nivel de organizare. Acesta ar putea fi biomul. În adevăr, un biom — tundra, cîmpia, pădurea de conifere, deşertul, luncile rîurilor — cuprinde un ansamblu întreg de biocenoze aflate într-o strînsă interacţiune. De pildă, în lunca inundabilă a unui fluviu este biocenoza cursului propriu-zis al fluviului, biocenozele bălţilor, japşelor, canalelor, islazuri, stufării, zăvoaie, biocenoze de pe terenuri sărăturate etc. Existenţa şi funcţionarea acestor biocenoze şi deci a ecosistemelor respective, este condiţionată reciproc în aşa fel încît ele nu pot fi înţelese corect decît în cadrul ansamblului din care fac parte. Dar, atîta timp cît nu cunoaştem rolul specific (funcţia) fiecărei biocenoze în cadrul biomului dat, cît timp nu cunoaştem legile specifice ale biomului, nu putem decide asupra statutului său funcţional în ierarhia nivelelor de organizare a materiei vii.

Sisteme de nivel individual. În ierarhia prezentată sistemele individuale reprezintă termenul inferior. Individul biologic reprezentînd acest nivel de organizare, poate fi definit ca fiind forma elementară şi totodată universală de existenţă şi de organizare a materiei vii.

Însuşirile generale ale sistemelor biologice examinate mai înainte se manifestă la organisme individuale prin procese şi legi caracteristice. Astfel schimburile materiale şi energetice cu mediul se produc prin procesul fiziologic al metabolismului. Acest proces permite integrarea organismului în mediul său ambiant şi totodată el apare ca hotărîtor în determinarea însuşirilor caracteristice ale organismelor : ereditatea, variabilitatea, reproducerea, dezvoltarea, excitabilitatea, mişcarea etc. Datorită evoluţiei organizării morfologice în decursul filogeniei, integralitatea şi autoreglarea capătă formele cele mai perfecţionate şi apar ca fiind cele mai pronunţate la sistemele acestui nivel.

Metabolismul este legea specifică sistemelor de nivel individual şi totodată funcţia esenţială a indivizilor, în relaţiile din ierarhia nivelelor de organizare ale materiei vii. Datorită acestei funcţii se asigură capacitatea biosistemelor din nivelele superioare de a acumula, transforma şi transfera materia, energia şi informaţia.

Sisteme de nivel populaţional sau al speciei. Linné a fost primul care a postulat caracterul universal al speciei, în sensul că orice individ aparţine unei anumite specii. În prezent este demonstrat că orice specie este reprezentată prin una sau mai multe populaţii. În primul caz apare evident că legile speciei se confundă cu legile populaţiei, motiv pentru care sistemele populaţionale şi cele ale speciilor reprezintă un acelaşi nivel de organizare.

Trăsăturile şi legile caracteristice populaţiilor şi speciilor sînt calitativ diferite de cele ale indivizilor. Procesul fundamental caracteristic sistemelor populaţionale îl reprezintă relaţiile intraspecifice — contradictorii şi totodată unitare. Aceste relaţii determină o anumită organizare a populaţiilor, deci structură şi funcţie proprie fiecărei populaţii. Aceste trăsături se elaborează pe fondul relaţiilor cu alte specii şi cu factorii abiotici şi deci reprezintă adaptări ale populaţiilor (speciilor). Relaţiile intraspecifice duc la diferenţieri structurale, funcţionale şi comportamentale ale indivizilor şi grupărilor de indivizi în interiorul populaţiilor şi prin

aceasta determină capacitatea de autoreglare şi optimizare a principalilor parametri ai sistemului (număr, structură, modul de funcţionare etc.).

Spre deosebire de indivizii biologici a căror durată de existenţă (longevitate) este determinată genetic şi deci e finită, durata de existenţă a populaţiilor este determinată ecologic şi de aceea este nedefinită, populaţia (specia) putînd exista în succesiunea neîntreruptă a generaţiilor cît timp există condiţii potrivite. Populaţia apare ca sistemul cel mai elementar capabil de a exista timp nedefinit în mod de sine stătător [1]. Evoluţia ca proces istoric care se desfăşoară în timp, apare ca o trăsătură caracteristică sistemelor populaţionale. Populaţia este unitatea elementară a evoluţiei biologice. Ea este obiectul şi purtătorul material al evoluţiei şi de aceea legile evoluţiei sînt legi caracteristice sistemului populaţional. Cea mai importantă dintre aceste legi este selecţia naturală. Deoarece efectul principal al selecţiei naturale este adaptarea speciilor, apare evident că adaptarea apare şi ea drept o caracteristică a populaţiei (speciei) spre deosebire de adecvare — trăsătură caracteristică a sistemelor individuale.

Locul funcţional al populaţiei în ierarhia nivelelor de organizare a materiei vii este şi el caracteristic. Autoreproducerea este una din funcţiile proprii populaţiei. Desigur, din punct de vedere fiziologic reproducerea este o trăsătură a indivizilor. Din acest punct de vedere o pereche de indivizi (în cazul cînd reproducerea este bisexuată) sau chiar un individ (în cazul reproducerii agame) sînt suficienţi pentru efectuarea procesului reproductiv. Dar, din punctul de vedere al supravieţuirii populaţiei, al evoluţiei ei, din punctul de vedere ecologic, unitatea reproductivă elementară este populaţia — deoarece numai ea în ansamblul său poate asigura organizarea, heterogenitatea şi celelalte trăsături necesare menţinerii şi adaptării ei. În cadrul biocenozei funcţia principală a populaţiei este cea de verigă în acumularea, transformarea şi transferul de materie, energie şi informaţie. Este doar o verigă în acest proces deoarece aceste funcţii ale unei populaţii sînt complementare cu funcţiile corespunzătoare ale altor populaţii în afara cărora populaţia dată nu poate exista.

Sisteme de nivel biocenotic. Biocenozele ca şi populaţiile sînt sisteme biologice supraindividuale. Existenţa şi modul de organizare a biocenozelor reprezintă o necesitate obiectivă rezultată din faptul că nici o populaţie, indiferent cărei specii ar aparţine, nu poate exista de-sine-stătător vreme îndelungată. Din cauza diferenţierii funcţionale, avînd caracter complementar, coexistenţa într-o biocenoză, a microorganismelor descompunătoare, a plantelor producătoare de substanţă organică şi a animalelor consumatoare, este obligatorie. Această diviziune funcţională a populaţiilor componente, pe de o parte duce la dezvoltarea integralităţii biocenozei, a caracterului ei unitar, pe de altă parte determină integrarea fiecărei populaţii în sistemul biocenotic, deci adaptarea lor reciprocă. De aici se vede că trăsătura caracteristică, esenţială a biocenozelor o constituie relaţiile interspecifice, contradictorii şi în acelaşi timp unitare.

Aceste relaţii se desfăşoară pe fondul condiţiilor abiotice ale biotopului şi deci se integrează în structura ecosistemului respectiv. Relaţiile între specii ca şi acelea cu factorii abiotici reprezintă şi mecanismele care

[1] Existenţa de sine stătătoare a populaţiei trebuie înţeleasă în sensul că ea poate trăi în izolare reproductivă faţă de alte populaţii, dar nu şi în izolare funcţională.

asigură homeostazia sistemului biocenotic. În sfîrşit, tot aceste relaţii determină o altă trăsătură esenţială a biocenozelor — productivitatea biologică a lor — funcţie caracteristică în ierarhia nivelelor de organizare a materiei vii.

RELAŢIILE DINTRE SISTEMELE BIOLOGICE DIN NIVELE DIFERITE DE ORGANIZARE

După cum s-a arătat mai înainte biosistemele fiecărui nivel de organizare au trăsături proprii de structură, cu funcţii specifice, legi proprii nivelului dat. Dar sistemele de nivele diferite nu pot exista separat. Coexistenţa lor este obligatorie : indivizii trăiesc integraţi în populaţii iar acestea nu pot exista în afara biocenozelor. Nu este doar o coexistenţă ci o permanentă interacţiune şi condiţionare reciprocă, desfăşurată după anumite legităţi.

În cadrul ierarhiei sistemelor şi a programelor lor, funcţionarea oricărui sistem se desfăşoară în aşa fel încît pe de o parte să asigure autoconservarea sistemului dat, iar pe de alta să-şi îndeplinească funcţia (funcţiile) în cadrul sistemului ierarhic superior în care este integrat, deci să asigure existenţa şi activitatea normală a acelui sistem. Mecanismul concret de funcţionare a unui sistem este, prin urmare, pe de o parte determinat de specificul organizării sale, deci de specificul elementelor sale componente, de subsistemele sale, dar pe de altă parte acest mecanism va fi controlat, deci subordonat legilor sistemului ierarhic superior şi coordonat de acesta. Aceasta înseamnă în ultima instanţă că sensul şi semnificaţia biologică profundă a trăsăturilor structurale şi funcţionale ale unui sistem dat nu pot fi explicate corect şi complet numai în termenii (de pe poziţia) nivelului respectiv, ci în termenii (de pe poziţiile) nivelului ierarhic superior.

Să ilustrăm cele spuse cu unele exemple generalizate.

Desfăşurarea metabolismului — proces specific sistemelor individuale, este determinată nemijlocit de trăsături proprii ale individului dat — specificul genotipului, a substanţelor proteice etc. Aceasta face ca metabolismul unei alge verzi să fie diferit de al unei ciuperci, al unui peşte, mamifer etc. Acest specific determină şi modul propriu de funcţionare a mecanismelor de autocontrol care asigură homeostazia organismului şi caracterul adecvat al răspunsurilor sale. Rezultatul final către care tind aceste procese individuale, urmare a desfăşurării programelor „pentru sine“ — este autoconservarea individului. Dar semnificaţia biologică deplină a lor o vom înţelege numai dacă examinăm valoarea răspunsurilor (a comportamentului, funcţionării) individului în viaţa sistemului ierarhic superior, deci al populaţiei în care este integrat.

Relaţiile dintre individ şi populaţia (specia) din care face parte sînt contradictorii în sensul că evenimentele ce se produc la un nivel şi au o anumită semnificaţie pentru acesta, pot să aibă altă semnificaţie pentru alt nivel. Răspunsurile, variaţiile individuale adecvate pentru supravieţuirea individului, deci cu semnificaţie pozitivă, se pot dovedi dezavantajoase pentru populaţie, iar unele variaţii cu semnificaţie negativă pentru existenţa individuală se pot dovedi utile populaţiei. Deci variaţiile individuale, variaţii, în ultima instanţă, ale proceselor metabolice, apar ca fiind obiectiv întîmplătoare (relativ întîmplătoare) din punctul de vedere al

valorii lor pentru populația (specia) respectivă. A admite că relațiile individuale sînt totdeauna orientate în sens util speciei, deci că au valoare adaptativă înseamnă a admite interpretarea finalistă, a admite că reacțiile individuale urmăresc să se conformeze „intereselor" speciei. O greșeală la fel de mare ar fi să considerăm evenimentele individuale ca fiind total de sine stătătoare, nelegate de legile speciei. O asemenea tendință la fel de excesivă ca și prima, duce la reducționism, la încercarea de a reduce legile populației la legile sistemelor individuale sau chiar moleculare.

Răspunsul corect constă în aceea că răspunsurile individuale, variațiile, comportamentele individului sînt „apreciate" de legile speciei, în primul rînd de selecția naturală : acele variații care vor contribui cu mai mult succes la îndeplinirea funcției principale a individului în existența speciei — reproducerea — vor persista, vor fi păstrate și se vor generaliza în populație prin creșterea numărului descendenților posesori ai acestor variații, cele care se vor dovedi ineficiente în îndeplinirea acestei funcții vor fi eliminate mai curînd sau mai tîrziu.

Deci, pe această cale, selecția (legea nivelului populațional) va controla și va orienta desfășurarea metabolismului în sensul util supraviețuirii speciei. Rezultatul acestor relații este dezvoltarea la sistemele individuale a programelor „superioare" — deci a unor structuri, corelații interne — care asigură îndeplinirea funcției indivizilor în viața speciei (reproducerea) și față de care sînt subordonate atît programele „pentru sine" cît și cele „inferioare".

Relațiile în esență de aceeași natură sînt și între sistemul populației și al biocenozei în care este integrată. După cum s-a arătat mai înainte orice populație este adaptată la corelațiile ecosistemului în care trăiește, deci este adaptată la coexistența cu alte populații aparținînd altor specii, ca și la condițiile biotopului. Această adaptare este o necesitate deoarece numai astfel devine posibilă coexistența speciilor și existența însăși a biocenozelor. Adaptarea afectează cele mai diferite trăsături ale populației — numărul, structura pe vîrste (raporturile dintre durata diferitelor stadii) pe sexe, structura spațială, ritmul de înmulțire, utilizarea resurselor nutritive etc. Ca oricare adaptare, aceste trăsături sînt rezultatul acțiunii selecției naturale. Ele se dezvoltă pe fondul propriu fiecărei specii, deci reflectă factorii interni, condițiile interne ale fiecărei populații, dar orientarea, modul lor de concretizare sînt determinate de relațiile interspecifice și cu mediul abiotic. Aceste relații — trăsătura esențială a sistemului biocenotic — sînt cele care determină orientarea acțiunii selecției. Sensul general al acestei orientări este de așa natură încît populația dată, cu trăsăturile sale proprii să poată persista în cadrul corelațiilor complexe cu celelalte specii din biocenoză și ecosistem.

Să ilustrăm cu un exemplu aceste relații ierarhizate complexe în care, după cum am văzut, influențele se desfășoară „de jos în sus" și de „sus în jos". De pildă, într-un ecosistem acvatic, funcția de producători primari poate fi îndeplinită de alge planctonice sau de macrofite acvatice. Algele pot îndeplini această funcție prin mecanisme diferite. Astfel, o serie de cianoficee (cianobacterii) (specii din genurile *Anabaena, Nostoc, Aphanizomenon, Oscillatoria, Anacystis)* sînt capabile să fixeze azotul liber (celule speciale cu pereți groși — heterociști — avînd un aparat enzimatic special, îndeplinesc această funcție). Desigur existența acestui mecanism specific influențează activitatea întregii biocenoze prin furnizarea unei

mai mari cantităţi de substanţă organică azotată. Dar funcţionarea acestui mecanism este la rîndul său controlată de către ecosistem (sistemul integrator). În adevăr, dacă în apă există în cantitate suficientă NH_3 sau NO_3, fixarea azotului de către cianoficee nu se produce. Ori în mod normal NH_3 ca şi NO_3 apar în apă ca rezultat al degradării de către diferite grupe de bacterii a substanţelor organice — produs al activităţii plantelor şi animalelor (al biocenozei), degradare care depinde şi de anumiţi factori ai biotopului ca temperatura apei, *p*H, cantitatea de oxigen solvit etc.

Apare evident că acest mecanism de fixare a azotului este o adaptare a unor alge la viaţa în ecosisteme cu o anumită organizare — ecosisteme în care pot apare perioade de carenţă a azotului. Ca orice adaptare este rezultat al selecţiei a cărei orientare este determinată de organizarea întregului ecosistem (sistemul integrator). Dar evident acest mecanism nu este unica soluţie. Alte plante rezolvă problema pe alte căi determinate de particularităţile fiecărei specii. De pildă otrăţelul (Utricularia) a devenit plantă carnivoră (zoofag), completîndu-şi în acest fel sursele de azot.

Concluzia care se impune, de ordin metodologic, este că analiza unui sistem ecologic trebuie să meargă atît de „jos în sus", de la subsisteme către sistemele integratoare pentru a înţelege mecanismele concrete de funcţionare a sistemului cît şi de „sus în jos" pentru a înţelege semnificaţia acestor mecanisme în activitatea sistemului integrator.

*
* *

După această succintă prezentare a locului ecologiei printre celelalte ştiinţe, a istoricului ideilor esenţiale ale ecologiei şi concepţiei sistemice, apare mai limpede şi conţinutul definiţiei ecologiei ca studiu al sistemelor supraindividuale ale materiei vii — integrate în mediul lor. Adică, din ierarhia nivelelor de organizare — individ, populaţie, biocenoză, biosferă — ecologia se ocupă de ultimele trei. Ele sînt obiectul ecologiei, dar pentru a rezolva problemele ridicate de aceste obiective, este nevoie să menţionăm caracteristicile individuale (analiza „de jos în sus"), aceasta însă prin prisma ecologică, adică prin prisma semnificaţiei lor pentru populaţie. La rîndul lor chiar sistemele supraindividuale trebuie examinate prin prisma relaţiilor lor sistemice (analiza „de sus în jos").

ANALIZA SISTEMICĂ ÎN ECOLOGIE

Analiza sistemică se impune tot mai mult ca o metodologie unică de abordare şi rezolvare eficientă a problemelor majore care stau în faţa cercetării ecologice în etapa actuală şi în perspectivă şi care reprezintă de fapt aplicarea bazelor teoretice prezentate în capitolul anterior în cercetarea sistemelor ecologice. Dar, înainte de a caracteriza această metodă prin prisma elementelor sale definitorii şi a scoate în evidenţă valoarea practică deosebită, considerăm necesar să subliniem care sînt obiectivele majore, actuale şi de perspectivă, ale cercetării ecologice. În acest sens trebuie avut în vedere că ecosistemul reprezintă forma elementară structurală şi funcţională de organizare a ecosferei, la nivelul căruia se desfăşoară procesele (fluxul de energie şi circuitul elementelor

minerale) care asigură realizarea producției biologice și, ca urmare, obiectivul principal al cercetării ecologice în etapa actuală este reprezentat de necesitatea descifrării legilor care guvernează aceste procese în cadrul principalelor tipuri de ecosisteme ale ecosferei, de a descifra mecanismele de reglaj ale stărilor ecosistemelor în limitele unor domenii compatibile cu persistența acestora. Îndeplinirea acestui obiectiv condiționează abordarea în viitorul apropiat a fenomenelor de la nivelul complexelor de ecosisteme (biomi), a căror înțelegere va deschide perspectiva înțelegerii fenomenelor globale de la nivelul ecosferei și a caracterizării capacității de suport a ecesteia.

O serie de probleme prezentate și tratate în diferite ocazii ca probleme distincte, cum ar fi : poluarea apelor, solului și a aerului, gospodărirea resurselor naturale, conservarea unor specii, exploatarea speciilor cu valoare economică, circuitul fosforului sau azotului, reprezintă în fond aspecte ale obiectivelor menționate anterior și încercarea de rezolvare separată, fără o abordare globală, a fenomenelor aflate în interacțiune, interdependente, de la nivelul ecosistemelor naturale și amenajate, nu a permis și nu va permite elaborarea soluțiilor adecvate.

Rămînînd asupra obiectivului actual al cercetării ecologice, studiul ecosistemelor naturale, ne punem în mod obligatoriu două întrebări :

a. care este complexitatea organizatorică a unui ecosistem ?

b. care este modalitatea de abordare a cercetării care să conducă la caracterizarea comportamentului în timp a ecosistemului ?

Deși se poate evidenția un domeniu de diferențiere a complexității ecosistemelor naturale, inclusiv cele dirijate, putem aprecia în general că ecosistemul, ca unitate organizatorică, este foarte complex. Această complexitate rezidă în faptul că ecosistemul este alcătuit dintr-o multitudine de componente biotice, reprezentate de populațiile animale și vegetale, și abiotice, reprezentate de factorii fizici, chimici, mecanici, aflate în interacțiune și integrate astfel încît ecosistemul se comportă ca un întreg în relațiile sale cu alte ecosisteme (Hailov, 1967 ; Botnariuc, 1968, 1976, 1978). Din interacțiunea părților componente rezultă trăsăturile structurale și funcționale ale întregului, reprezentate în esență de structura biotopului, structura trofică, fluxul de energie, circuitul elementelor minerale și autocontrolul stărilor acestuia. Funcțiile menționate sînt dominante și înțelegerea legilor care le guvernează reprezintă esența cercetării ecosistemelor dar acest fapt nu trebuie să conducă la ideea că ecosistemele sînt sisteme închise (Spanner, 1964 ; Slobodkin, 1964 ; Botnariuc, 1966). Într-adevăr, funcțiile ecosistemului sînt determinate predominant de factori interni dar influențate de schimburile materiale și energetice dintre ecosisteme. Aceste interacțiuni, relații dintre ecosisteme, stau la baza diferențierii particularităților structurale și funcționale ale complexelor de ecosisteme (biomi), ca unități de sine stătătoare, a căror cercetare în complexitatea sa abia s-a inițiat.

Avînd în vedere elementele de teoria sistemelor particularizate la sistemele ecologice, considerăm populațiile naturale, animale și vegetale, precum și componentele biotopului, ca subsisteme ale ecosistemului, între care se stabilesc multiple relații care stau la baza schimburilor materiale și informaționale. Această imagine completă în spațiul multidimensional al unui ecosistem real este recunoscută în analiza sistemică ca model de bază (aditiv) sau *model izomorf* (Zeigler, 1976, 1979). Dar modelul de bază și în consecință ecosistemul natural nu poate fi caracterizat în întregime

într-un interval de timp suficient de scurt, în așa fel încît presupunerea că subsistemele își păstrează neschimbată starea și că relațiile dintre ele rămîn constante, să nu ne îndepărteze semnificativ de la situația reală și acest lucru este valabil oricît de bine am organiza cercetarea.

Mai mult, caracterizarea stării unui ecosistem pe baza unui model izomorf ar implica o cantitate foarte mare de informație a cărei obținere și prelucrare ar presupune un interval de timp atît de mare încît, cunoașterea stării nu ar mai avea nici o valoare practică. În aceste condiții, singura modalitate practică care se impune este reprezentată de simplificarea modelului izomorf la un model reprezentat de componentele dominante și interacțiunile dintre ele, care participă în esență la conturarea și desfășurarea funcțiilor ecosistemului.

Un asemenea model simplificat al modelului izomorf care aproximează numai ecosistemul natural este cunoscut în analiza sistemică ca model homomorf.

Răspunzînd la cele două întrebări puse anterior, am subliniat că orice ecosistem natural este foarte complex și că modalitatea concretă de caracterizare a sa o reprezintă modelarea, ceea ce reprezintă esența analizei sistemice aplicată în ecologie.

Am subliniat, de asemenea, că modelele de bază ale ecosistemelor naturale sînt neoperaționale, fapt care determină necesitatea alcătuirii unor modele simplificate (homomorfe) ale acestora. Alcătuirea modelelor homomorfe ale ecosistemelor naturale presupune realizarea unui proces de agregare (grupare) a subsistemelor în componente mai mari, tratate unitar, fără a mai ține cont de diferențele dintre subsistemele agregate.

Se înțelege că se pot diferenția o gamă de modele homomorfe pentru același model izomorf al unui ecosistem natural, în funcție de gradul de agregare al subsistemelor, fiecare din ele avînd un grad de rezoluție distinct. Este de așteptat ca, pe măsură ce gradul de agregare al modelelor homomorfe crește, să scadă puterea de rezoluție a lor, rezumîndu-se în cazul unui proces avansat de agregare numai la evidențierea anumitor particularități foarte generale ale ecosistemului studiat.

Primele modele ale ecosistemelor naturale au fost alcătuite folosindu-se agregarea subsistemelor, fără a se avea în vedere efectele acesteia. Această situație a fost indusă, pe de o parte, de lipsa unor baze teoretice unificatoare în privința procesului de agregare, iar pe de alta, de lipsa datelor necesare modelării populațiilor naturale componente.

În ultimul timp au apărut lucrări care fundamentează din punct de vedere teoretic procesul de agregare. Astfel, Wiegert (1975) studiind diferite variante în raport cu gradul de agregare al interacțiunii dintre alge monocelulare și zooplanctonul filtrator dintr-un izvor termal, a ajuns la concluzia că varianta cea mai complexă caracterizează cel mai bine ecosistemul din punct de vedere structural și funcțional. De asemenea, Zeigler (1976, 1979), aprofundînd problema, arată că din punct de vedere teoretic, dacă constantele de timp ale subsistemelor grupate sînt identice, modelul homomorf conservă tranzițiile de stare ale modelului izomorf și, ca urmare, descrierea ecosistemului prin modelul homomorf ar fi foarte precisă.

Deci, pentru prima dată este conturat un criteriu valoros care să stea la baza procesului de agregare, criteriu care constă în identitatea constantelor de timp și care presupune identitatea structurală și mai ales funcțională dintre diferite subsisteme care astfel ar putea constitui grupări de subsisteme și ar putea alcătui elementele modelului homomorf.

De cele mai multe ori însă această condiție de a grupa subsistemele după identitatea constantelor de timp nu poate fi satisfăcută pentru că, în realitate, subsistemele componente sînt mai mult sau mai puțin diferențiate structural și funcțional încît nu se poate vorbi decît de o asemănare, cel mult, și nu de identitate. Ca urmare, problema grupării subsistemelor și stabilirii componentelor și a relațiilor dintre ele în cadrul modelului homomorf este crucială în tentativa de a descrie sistemele ecologice cu o eroare rezonabilă.

În acest sens, avînd în vedere dificultățile întîmpinate în procesul de agregare, considerăm util să enumerăm cîteva criterii care ar trebui să fie satisfăcute de orice cercetare ecologică pentru a realiza modelul homomorf potrivit.

a. Un program de cercetare intensivă pe o durată de minimum 2 ani, care să includă prelevarea unui număr de probe ce ar putea să asigure estimarea mărimii populațiilor componente cu o eroare de maxim 20%, o frecvență de prelevare a probelor care să reflecte particularitățile ciclurilor de dezvoltare ale speciilor din componența biocenozei și anumite modalități (randomizat, stratificat randomizat, sistematic etc.) de prelevare a probelor care să reflecte heterogenitatea biotopului.

b. Înregistrarea fluctuațiilor în timp și spațiu a principalilor factori abiotici (temperatura, umiditatea, *p*H, PO_2, concentrația metalelor grele, a pesticidelor).

c. Determinarea spectrului trofic al fiecărei populații selectate din componența biocenozei și stabilirea grupelor funcționale și a relațiilor dintre ele.

d. Calcularea pe baza datelor empirice rezultate din analiza probelor, a densității și a abundenței numerice și în biomasă.

Luînd în considerare abundențele numerice $>10\%$ și abundențele în biomasă $>5\%$ se stabilește pentru fiecare categorie funcțională (sau nivel trofic) care sînt populațiile componente dominante. Neglijînd populațiile a căror abundență numerică $<10\%$ sau abundența în biomasă $<5\%$ și limitînd, în același timp, interacțiunile dintre populațiile componente numai la relațiile trofice, putem asigura caracterizarea funcțiilor principale ale ecosistemului cu o eroare rezonabilă.

Dacă în urma procesului de agregare s-au identificat componentele modelului homomorf și s-au stabilit interacțiunile dintre componente precum și intrările în ecosistem care condiționează funcționarea sa, se poate întocmi diagrama modelului (fig. 2).

Diagrama modelului homomorf poate fi transcrisă în cele din urmă într-un tabel matricial care arată existența transferului dintre compartimente (tab. 1). Folosind acest tabel se poate scrie matricea care reprezintă funcțiile de transfer dintre compartimente, transfer ce include energia, nutrienții (elementele minerale) sau informația, unde K — reprezintă nu-

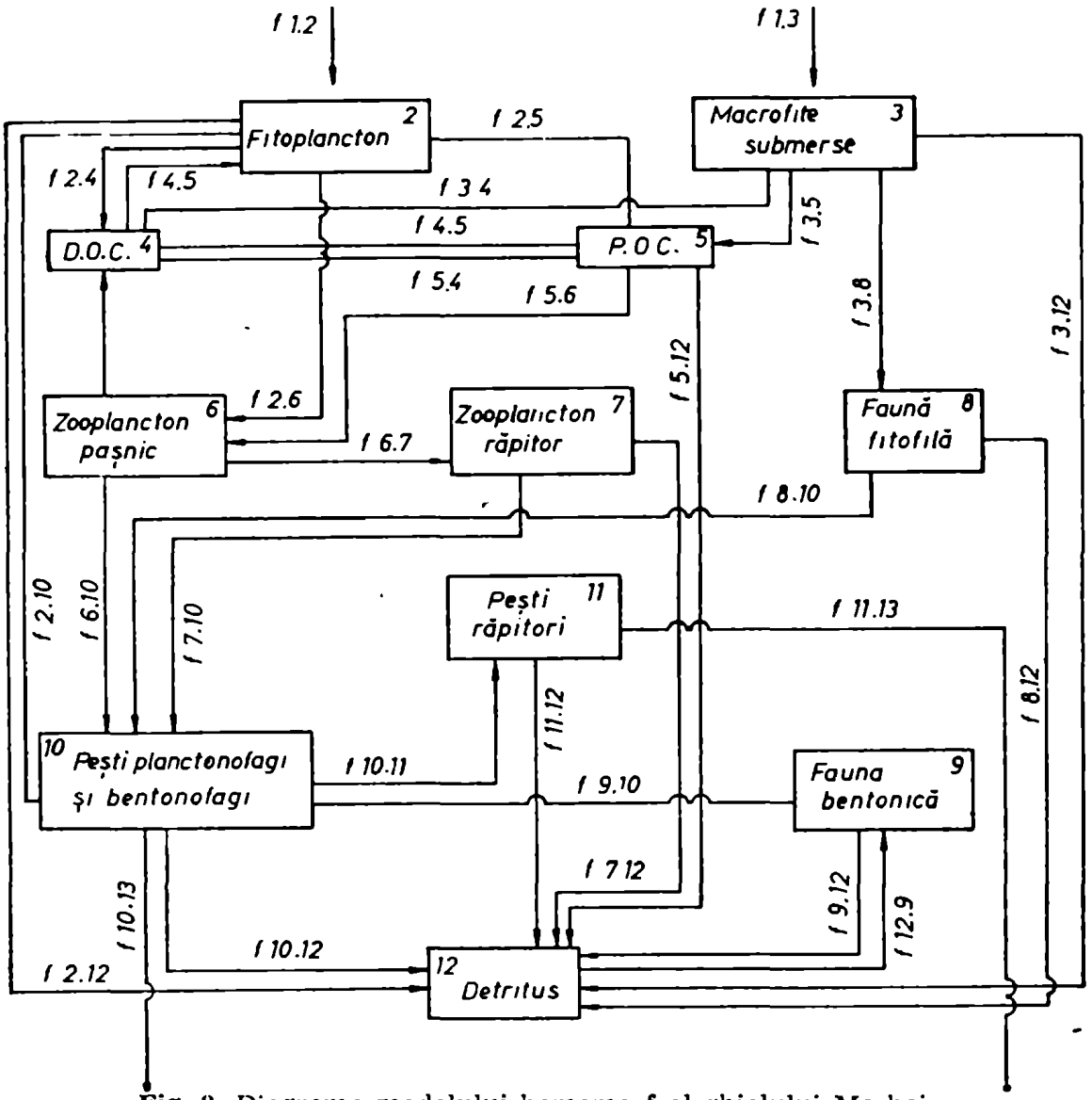


Fig. 2. Diagrama modelului homomorf al ghiolului Merhei.

TABEL 1

Funcțiile de transfer între compartimentele modelului homomorf (linear) al ghiolului Merhei (Delta Dunării).

Compartimentul	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Energia incidentă (1)	—	×	×	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fitoplancton (2)	×	+	0	×	×	×	0	×	0	×	0	×	0
Macrofite (3)	×	0	+	×	×	0	0	×	×	0	0	×	0
D.O.C. (4)	0	×	×	0	×	×	×	0	0	0	0	0	0
P.O.C. (5)	0	×	×	×	0	×	0	×	0	0	0	×	0
Zooplancton pașnic (6)	0	×	0	×	×	0	×	0	0	0	0	×	0
Zooplancton răpitor (7)	0	0	0	×	×	0	0	0	0	×	0	×	0
Faună fitofilă (8)	0	×	×	0	×	0	0	0	0	×	0	×	0
Faună bentonică (9)	0	0	×	0	0	0	0	0	0	×	0	×	0
Pești bentonofagi și planctonofagi (10)	0	×	0	0	×	×	×	×	×	0	×	×	×
Pești răpitori (11)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	×	+	×	×
Detritus (12)	0	×	×	0	×	×	×	×	×	×	×	0	0
Scurgeri de energie 13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	×	×	0	0

× — indică existența unui transfer între două compartimente,

\+ — indică un schimb în cadrul aceluiași compartiment,

0 — inexistența schimbului.

mărul de compartimente ale modelului homomorf ; (în exemplul de mai jos $K=13$).

$$F=\begin{bmatrix} f_{11} & f_{12} & \cdots & f_{1K} \\ f_{21} & f_{22} & \cdots & f_{2K} \\ \cdots & \cdots & \cdots & \cdots \\ f_{K1} & f_{K2} & \cdots & f_{KK} \end{bmatrix} \quad (1)$$

Astfel, f_{12} ar putea să reprezinte fenomenul de transfer al energiei sau nutrienților de la primul compartiment al modelului homomorf la al doilea. În general se notează f_{ij} funcțiile de transfer dintre compartimente.

Concretizăm etapele analizei sistemice caracterizate mai sus în cazul unui ecosistem acvatic, reprezentat de ghiolul Merhei, care constituie unul din obectivele cercetării, aflată în curs de desfășurare al colectivului disciplinei de Ecologie de la Facultatea de Biologie din București și al colectivului de la laboratorul de Ecologie acvatică al I.S.B.B.

Ghiolul Merhei este integrat în complexul Matița — Merhei, complex care este de origine fluvială (Petrescu, 1957 ; Botnariuc, 1959) și situat în insula Letea din partea de N-E a Deltei Dunării (v. fig. 2). Ghiolul are o suprafață de 1 050 ha și nivelul mediu al fundului situat la 48 cm sub nivelul Mării Negre. Adîncimea fluctuează în spațiu și timp în cadrul limitelor de 1,5—2,5 m. Sistemul de circulație al apei imprimă o serie de trăsături structurale și funcționale întregului complex și în particular ghiolului Merhei.

Principala cale de alimentare o reprezintă gîrla Lopatna, care se desprinde din canalul Eraclie — Stipoc și care este o gîrlă naturală, lată de circa 20 m, cu adîncime de 3—5 m și cu parcurs foarte sinuos. După un parcurs de circa 9 km, Lopatna se deschide în ghiolul Matița (în partea de vest) și iese din ghiol prin partea de nord-vest, parcurgînd încă 5 km, după care se deschide în partea nord-vestică a ghiolului Merhei. Între ghiolurile Matița și Merhei schimburile de apă se fac și prin gîrla artificială (săpată) Suez.

Evacuarea apelor din ghiolul Merhei în perioada viiturilor se realizează cu greutate prin gîrlele Sulimanca, situată în partea de nord-est a ghiolului și care este o gîrlă puternic colmatată și prin Dovhica, situată în partea de sud a ghiolului, iar în perioada retragerii apelor, evacuarea se realizează în principal prin Suez, Lopatna și Dovhica.

Putem spune că circulația apei în ghiolul Merhei se realizează cu dificultate, după un sistem reversibil pe direcția gîrlei principale Lopatna și a gîrlei Suez.

În aceste condiții transportul de substanță organică și nutrienți se realizează cu o rată foarte redusă și se rezumă în fond la schimburile reciproce cu ghiolul Matița. Această particularitate a circulației apei induce o acumulare de substanță organică și nutrienți în ecosistem și determină o productivitate primară foarte mare.

Intrarea de energie în ghiolul Merhei prin intermediul producției primare realizate de macrofite și fitoplancton, se realizează prin două stări distincte ale ecosistemului.

O stare se caracterizează prin faptul că intrarea de energie este asigurată de macrofitele submerse și fitoplancton cu o contribuție mai mare a macrofitelor și o altă stare în care intrarea de energie este asigurată aproape în exclusivitate de fitoplancton.

Tranziția de la o stare la alta este determinată de o serie de factori cu acțiunea generală în Deltă, dintre care considerăm în mod special : regimul hidrologic al Dunării, indiguirea luncii inundabile a Dunării și condițiile climatice. Aceste două stări s-au succedat în anii 1980 și 1981, ele caracterizîndu-se nu numai prin modificări profunde în structura producătorilor primari ci și prin modificări în structura trofică a ecosistemului.

Programul de cercetare a fost astfel întocmit încît prin modul de prelevare a unităților de probă (o îmbinare a metodei sistematice cu metoda stratificat randomizată), prin frecvența prelevării probelor și prin numărul de unități de probă la fiecare moment de prelevare, să se asigure evidențierea heterogenității mediului și a influenței sale asupra componenței biocenozei și distribuției spațiale a populațiilor naturale, precum și estimarea densității și abundențelor numerice și în biomasă a populațiilor animale și vegetale în limitele erorii de 20%. Pe baza criteriilor enumerate anterior s-au analizat rezultatele obținute și s-a efectuat gruparea (agregarea) populațiilor din componența biocenozei în următoarele compartimente :

1. Fitoplanctonul — reprezentat prin 294 specii și infrataxoni, repartizați astfel : alge albastre — 36 ; flagelate — 23 ; dinoflagelate — 6 ; chrizoficee — 5 ; diatomee — 131 ; alge verzi (volvocale, clorococale și desmidiale) — 93.

Dominante sub aspect numeric și în biomasă în anumite perioade ale anilor 1980—1981 au fost speciile : *Cyclotella chaetoceras* (care a determinat înflorirea apei în sezonul rece), *Cyclotella meneghiniana, Nitzschia acicularis, Synedra acus, Melosira granulata* dintre diatomee, *Chlorella vulgaris* și *Ankistrodesmus* sp., dintre cloroficee, precum și *Anabaena affinis, Anabaena spiroides, Anabaena flos-aquae, Aphanizomenon flos-aquae* dintre cianoficeele filamentoase de talie mare care au produs înflorirea apei din lunile iunie pînă în octombrie 1981.

2. Macrofitele submerse — reprezentate de 6 specii, dintre care dominante după gradul de acoperire și densitatea în biomasă sînt speciile *Ceratophyllum demersum* și *Nitellopsis obtusa.*

Menționăm că, datorită efectelor induse în special de regimul hidrologic al Dunării, macrofitele submerse au reprezentat un compartiment al producătorilor primari cu rol important în introducerea energiei în cadrul ecosistemului numai în perioada mai—septembrie 1980.

3. D.O.C. — reprezintă carbonul organic dizolvat în masa apei și provine predominant din activitatea fitoplanctonului.

4. P.O.C. — sau carbonul organic sub formă de particule organice moarte, la care se adaugă bacteriile și ciupercile asociate.

5. Zooplanctonul pașnic care folosește ca sursă de energie biomasa fitoplanctonului și bacteriilor. Din 89 taxoni care se încadrează în categoria funcțională a consumatorilor primari, au dominat după densitatea numerică și în biomasă în anumite perioade ale intervalului 1980—1981, următoarele specii : *Keratella quadrata, Brachionus caliciflorus spinosus* dintre rotiferi ; *Bosmina longirostris* și *Daphnia cuculata* dintre cladocere și nauplii de la diferite specii de copepode și nauplii, copepoditi I—III, adulți de *Acantocyclops vernalis* dintre copepode.

6. Zooplanctonul carnivor a fost reprezentat de populații aparținînd la 13 specii dintre care, dominante au fost : *Asplachna* sp. și *Synchaeta* sp. dintre rotiferi, precum și *Macrocyclops albidus, Mesocyclope* sp, dintre copepode.

7. Fauna fitofilă — La acest compartiment prelucrarea rezultatelor s-a făcut pe grupe de organisme. Din 10 grupe de nevertebrate care formează fauna fitofilă asociată cu *Ceratophyllum demersum* și *Nitellopsis obtusa* domină prin densitatea numerică și în biomasă, oligochetele, larvele de chironomide, gasteropodele și corofiidele.

8. Fauna bentonică — În componența sa intră specii aparținînd la 12 grupe de nevertebrate dar un număr restrîns dintre ele sînt dominante și deci au rol important în desfășurarea funcțiilor ecosistemului. În acest sens citām speciile : *Ophidonais serpentina, Weidovskyella comata, Branchiura sowerbyi* dintre oligochete ; *Viviparus* sp. dintre gasteropode ; *Dreissena polymorpha* dintre bivalve și *Chironomus plumosus, Tanytarsus gregarius, Propsilocerus danubialis* dintre chironomide.

9. Pești bentonofagi și planctonofagi reprezentați de 26 specii dintre care sînt dominante următoarele : *Rutilus rutilus, Abramis brama, Tinca tinca, Scardinius erythrophthalmus, Carassius carassius și Carassius auratus gibelio.*

10. Pești răpitori — reprezentați de 5 specii dintre care sînt dominante speciile : *Esox lucius, Perca fluviatilis* și *Silurus glanis.*

11. Detritusul, reprezentat în primul rînd de substanța organică provenită din corpul macrofitelor, algelor monocelulare, a zooplanctonului, animalelor bentonice precum și de diferite grupe de microorganisme care mineralizează această substanță organică.

Deci, printr-un proces de grupare a populațiilor animale și vegetale dominante în raport cu funcția trofică îndeplinită, reducem multitudinea de componente biotice ale ecosistemului, la 11 compartimente funcționale principale. Reprezentarea schematică a acestor compartimente și a relațiilor de schimb dintre ele constituie diagrama modelului homomorf pentru ghiolul Merhei (fig. 2).

Amintindu-ne de faptul că biocenoza oricărui ecosistem natural are o serie de trăsături (proprietăți) structurale și funcționale care rezultă din interacțiunea populațiilor componente și dintre acestea și componentele biotopului (factori fizici, chimici, mecanici etc.), putem caracteriza sistemul ecologic în ansamblul său pe baza cunoașterii valorilor trăsăturilor sale definitorii.

Modul de existență al sistemului la un moment dat reprezintă starea acestuia, caracterizată de valorile pe care le au trăsăturile sale. Trăsăturile structurale și funcționale ale unui ecosistem pe baza cărora putem aprecia starea în care se află sînt cunoscute în termenii analizei sistemice ca parametri de stare.

Putem considera ca parametri de stare pentru un ecosistem natural, numărul de nivele trofice, numărul de specii dominante în fiecare nivel trofic, fluxul de energie, circuitul elementelor minerale, numărul nișelor ecologice. Fără a respinge posibilitatea luării în considerare și a altor parametri de stare, apreciem că se poate realiza o caracterizare suficient de corectă a stării oricărui ecosistem.

Desigur, nu trebuie să pierdem din vedere faptul că ecosistemul ca oricare alt sistem deschis este un sistem dinamic și, ca urmare, trăsăturile sale structurale și funcționale (parametrii de stare) sînt variabile de timp. În timp, orice ecosistem elaborează răspunsuri orientate pe baza mecanismelor proprii de autocontrol (vezi pag. 187) în vederea menținerii integrității sale în condițiile unei presiuni variabile în timp și spațiu, exercitate

de mediu, răspunsuri care se reflectă în modificarea (ajustarea) parametrilor de stare.

Pentru fiecare ecosistem, în raport cu gradul său de organizare şi cu eficienţa mecanismelor de autocontrol, fluctuaţiile parametrilor de stare se realizează în cadrul unor domenii particulare, care în ultimă instanţă delimitează un domeniu de stabilitate caracteristic. În cadrul domeniului de stabilitate diferenţiabil în cazul oricărui ecosistem, se realizează tranziţiile de stare (modificarea stării) ca rezultat al modificării unuia sau altuia dintre parametrii de stare. Fără a intra în detaliile problemei, menţionăm că parametrii de stare care reflectă funcţiile ecosistemului sînt variabile continui (iau orice valoare din domeniile lor de fluctuaţie) şi, ca urmare, tranziţia de stare în cadrul domeniului de stabilitate este un fenomen continuu. Din punct de vedere practic, datorită limitelor impuse de puterea de rezoluţie a tehnicilor şi metodelor de determinare a valorilor parametrilor de stare, transformăm tranziţia de stare într-un fenomen discret (Lewis, 1977), fapt care nu va influenţa semnificativ descifrarea legităţilor care guvernează dinamica ecosistemului şi, în special a productivităţii sale biologice, dacă intervalele de timp între două momente succesive sînt infinitezimale în raport cu timpul nedefinit de persistenţă al ecosistemului.

Cunoscînd modelul homomorf al unui ecosistem, parametrii prin care putem aprecia starea în care se află la un moment dat, trebuie să extindem pe o perioadă de încă 2—4 ani programul de cercetare în teren şi să-l completăm cu cercetarea experimentală organizată în teren şi laborator pentru a delimita cît mai corect domeniile în care pot lua valori parametrii de stare şi deci, domeniul în care se realizează tranziţia de stare (dinamica modelului care aproximează dinamica ecosistemului).

Parametrii de stare funcţională (rata fluxului de energie şi rata de circulaţie a elementelor minerale) sînt dependenţi de numărul de specii dominante din fiecare nivel trofic şi de rolul ecologic al fiecărei specii în parte. Este evident că pentru caracterizarea stărilor ecosistemului prin stările modelului homomorf este obligatoriu să cunoaştem rolul ecologic al populaţiilor dominante, acesta din urmă fiind determinat de particularităţile structurale ale fiecărei populaţii şi de fluctuaţiile presiunii mediului (Vădineanu, 1980, 1981).

Determinarea rolului ecologic (programul superior) al populaţiilor dominante din componenţa fiecărui compartiment al modelului homomorf presupune, de asemenea, folosirea analizei sistemice.

Dar, asupra modului de aplicare a analizei sistemice în cercetarea populaţiilor naturale precum şi asupra elementelor care definesc rolul lor ecologic, — vom face referiri detaliate în capitolul afectat ecologiei populaţiilor.

Dispunînd de domeniile în care iau valori parametrii de stare ai modelului, cunoscînd domeniile de fluctuaţie a factorilor ecologici, precum şi valorile parametrilor de stare şi ale factorilor ecologici la diferite momente (t_i), putem stabili prin analiza statistică adecvată (corelaţie, regresie) care sînt factorii ecologici răspunzători de modificarea parametrilor de stare, diferenţiat în cazul fiecărui compartiment al modelului (anexa 6).

În această fază a cercetării am dispune de informaţiile necesare pentru parcurgerea ultimei etape în analiza sistemică, etapă reprezentată de modelarea matematică a procesului de tranziţie (dinamicii).

În ce constă modelarea matematică și care este forma generală a modelului ?

În primul rînd se stabilește parametrul de stare (trăsătura structurală sau funcțională) față de care se va aprecia starea și tranziția de stare a modelului homomorf. Ținînd seama de scopul pe care-l urmărim în cercetarea ecosistemelor, parametrul de stare ales trebuie să reprezinte fluxul de energie, circuitul elementelor minerale care condiționează productivitatea biologică și autocontrolul stărilor ecosistemului.

Odată stabilit parametrul de stare, valorile sale în cazul fiecărui compartiment din diagrama modelului homomorf în timp dat, reprezintă ceea ce se definește în analiza sistemică ca vector de stare al modelului.

Astfel, dacă notăm cu P unul din cei trei parametrii de stare care interesează, în primul rînd, prin prisma scopului urmărit așa cum am subliniat anterior, iar modelul homomorf al ecosistemului are „K" compartimente, atunci vectorul de stare se scrie :

$$X(t)=\begin{bmatrix} x_1(t) \\ x_2(t) \\ \vdots \\ x_K(t) \end{bmatrix} \qquad (2)$$

unde $X(t)$ vectorul de stare pentru parametrul de stare ales, $x_1(t)$; $x_2(t)$ $\ldots x_K(t)$ reprezintă valorile în timp ale parametrului în cazul fiecărui compartiment.

Aceste valori pot reprezenta calorii sau calorii/unitatea de suprafață sau volum, mg/unitatea de suprafață sau volum sau numărul nișelor ecologice în cazul în care parametrul de stare caracterizează fluxul de energie, circuitul elementelor minerale sau stabilitatea ecosistemului.

Amintim însă că modelul homomorf și deci ecosistemul este definit nu numai prin prisma valorilor parametrilor de stare în cazul fiecărui compartiment ci și de coeficienții sau ratele care caracterizează transferul dintre compartimente.

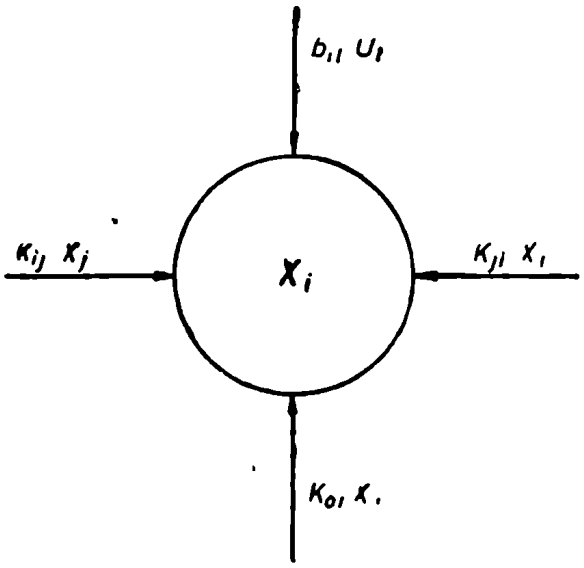


Fig. 3. Transferul de energie la nivelul compartimentului „i". Fluxul se desfășoară de la alte compartimente ($K_{ij}\,X_j$; j=1, ..., n; j≠ i). din exteriorul ecosistemului ($b_{il}U_e$) către alte compartimente ($K_{ji}X_i$, j=i, ... n; j ≠i) și în exteriorul ecosistemului ($K_{oi}\,X_i$).

Dacă luăm în considerare un compartiment oarecare „i" al modelului homomorf, fluxul de energie (fig. 3) poate fi apreciat după următoarea ecuație diferențială :

$$\dot{X}_i(t)=-\sum_{\substack{j=0\\ j\neq i}}^{n} K_{ji}\,X_i(t)+\sum_{\substack{j=1\\ j\neq i}}^{n} K_{ij}\,X_j(t)+$$

$$+\sum_{l=1}^{r_b} b_{il}\,U_l \qquad (3)$$

unde :

X_i = variabila de stare asociată compartimentului „i" ;

$\dot{X}_i = \frac{d\,X_i}{d\,t}$

K_{ij} = rata transferului (constantă și pozitivă) de la compartimentul „j" la compartimentul „i" ;

K_{oi} = rata transportului (constantă și pozitivă) de la „i" în exterior ;

U_i = intrarea din exterior ;

b_{il} = proporția din „l" care intră în compartimentul „i" ;

n = numărul de compartimente ;

r_b = numărul de intrări din afara ecosistemului

Setul de ecuații diferențiale care s-ar scrie pentru cele „n" compartimente, poate fi reprezentat sintetic de ecuația :

$$\dot{X} = AX + B\dot{U} \tag{4}$$

unde :

$X = (X_1, X_2, \ldots X_n)^T$ — X, U vectori de stare

$U = (U_1, U_2, \ldots U_n)^T$

$A = \{a_{ij} : i, j = 1, 2 \ldots n\}$ — cu $a_{ij} = K_{ij}$, $i \neq j$

$$a_{ii} = -\sum_{j=0}^{n} K_{ij}$$

$$B = \{b_{il} \; ; \; i = 1, 2, \ldots n \; ; \; l = 1, 2, \ldots r_b\}$$

A, B — matrice pătrate care au ca elemente ratele de transfer între compartimente și respectiv ratele de intrare din exterior.

Ecuația generală care să descrie ieșirile din ecosistem, presupunînd că măsurătorile r_c s-au făcut pe un sistem care reprezintă o combinație liniară a variabilelor de stare ale compartimentelor, se poate scrie :

$$y = CX$$

unde :

$$y = (y_1, y_2 \ldots, y_n)^T$$

$$C = \{C_{mi} \; ; \; m = 1, 2, \ldots r_c \; ; \; i = 1, 2, \ldots, n\} \tag{5}$$

Modelele matematice de tipul ecuațiilor (4) și (5) care ar descrie stările modelelor homomorfe, liniare și invariante au fost caracterizate și aplicate larg în studiul ecosistemelor (Hearon, 1963 ; Thron, 1972 ; Patten, 1975 ; Waide și Webster, 1976 etc.).

Desigur, nu trebuie să se piardă din vedere faptul, deosebit de important, că fiecare element al vectorului de stare este variabil în timp și este determinat de „n" factori de mediu (biotici și abiotici). Dependența elementelor vectorului de stare de factorii de mediu poate să fie exprimată prin modele de regresie multiplă sau ecuații diferențiale. Subliniem, de asemenea, că ratele de transfer ale energiei, elementelor minerale sau informației între compartimente nu sînt constante, fluctuațiile lor reflectînd modificările din structura compartimentelor modelului homomorf precum și variațiile factorilor ecologici. Așa cum arătam anterior, o cercetare bine organizată în teren și completată cu experiențe de laborator, ne poate permite caracterizarea variației în timp a fiecărei rate de transfer. Evident, rata de transfer este nulă în cazul în care între anumite compartimente nu au loc schimburi.

Se înțelege din modul cum am caracterizat etapa modelării matematice că, pentru a descrie funcțiile principale ale ecosistemelor naturale (fluxul de energie, circuitul elementelor minerale, autocontrolul), trebuie să alcătuim pentru fiecare din ele, pe baza modelului homomorf și a datelor empirice obținute într-o cercetare intensivă și extensivă, cîte un model matematic de forma celui descris de relația 3.

Modelele matematice care se stabilesc, pornind de la rezultatele empirice obținute în cercetarea ecologică, sînt modele inductive și au valoare predictivă, spre deosebire de modelele matematice stabilite pe baza unor concepte și restricții, fără o cercetare prealabilă și care urmează să fie testate ulterior, cunoscute ca modele deductive.

Asamblarea modelelor matematice stabilite pentru funcțiile principale sau pentru oricare alt parametru de stare structural al ecosistemului într-un model matematic global, care să descrie unitar comportamentul său în cadrul domeniului de stabilitate, reprezintă un obiectiv care se va realiza în viitor, pe măsură ce se va acumula experiență și se va perfecționa tehnica de calcul.

Modelul matematic care reprezintă în fond descrierea matematică a comportamentului modelului homomorf al ecosistemului, verifică stările determinate pe parcursul cercetării și permite prognoza comportamentului ecosistemului.

Există o bogată literatură în care sînt prezentate modele matematice legate de diferite probleme ale sistemelor ecologice, dar acestea sînt rezultatul unui proces de simplificare excesivă a sistemului real și al unor presupuneri nu totdeauna realiste. Aceste modele matematice nu sînt consecința unei cercetări ecologice complexe, nu au valoare predictivă, fiind aplicabile oricărui tip de ecosistem natural. Rolul acestor modele matematice ar consta în aceea că pot contribui la formularea unor idei generale cu privire la problema cauzalității și a stabilității ecosistemelor naturale și deci ar contribui la lărgirea bazelor teoretice ale ecologiei (Smith, 1974 ; Watt, 1968 ; Halfan, 1979 ; Patten și Finn, 1979).

Modelele matematice care ar fi consecința unui proces de cercetare ecologică de detaliu și care ar avea valoare predictivă sînt puține, fiind considerate fără valoare teoretică ci numai cu valoare practică limitată (Smith, 1974) pentru un singur ecosistem.

Prin prisma semnificației deosebite pentru societatea umană a obiectivelor cercetării ecologice actuale considerăm ca fiind valoroase numai modelele matematice care sînt consecința unui proces de modelare și cercetare a ecosistemelor naturale. Limitarea aplicării lor numai la ecosistemele pentru care au fost determinate, poate fi înlăturată dacă cercetarea ecologică este bine organizată, în așa fel încît să includă complexe de ecosisteme în interiorul cărora se pot stabili, pe baza rezultatelor obținute într-o fază incipientă a cercetării, categorii de ecosisteme similare, pentru fiecare categorie realizîndu-se în final o descriere matematică unitară.

Abordarea concomitentă a mai multor ecosisteme similare permite delimitarea domeniilor de fluctuație a parametrilor de stare într-un interval de timp mai scurt.

Ne exprimăm părerea că, ecologia dispune de o bază teoretică solidă, reprezentată în primul rînd de teoria generală a sistemelor și de bazele analizei sistemice (von Bertalanffy, 1956 ; Spanner, 1964 ; Botnariuc, 1966, 1967, 1976 ; Zadeh și Desaer, 1963 ; Mesarovic, 1972 ; Patten, 1971, 1974, 1975, 1979 ; Lassiter și Hayne 1971 ; Halfan, 1979 ; Zeigler, 1976, 1979 ;

Cale și Odell, 1979 ; Webster, 1979 ; Ulanowicz, 1979 ; Watt, 1968 ; Siljak, 1979 ; Conrad, 1979 ; Ivakhnenko, Kratov și Visotsky, 1979 ; Klir, 1979 ; Goh, 1979 ; Smith, 1974 ; Singh, 1979 ; Lewis, 1977 ; Jeffries, 1979) și ceea ce trebuie să se facă în primul rînd în etapa actuală, este ca această bază teoretică să fie aplicată pentru rezolvarea multiplelor probleme care caracterizează „impactul omului cu biosfera".

Din aceste puncte de vedere considerăm că modelarea ca esență a analizei sistemice nu reprezintă un scop în sine, care ar contribui la consolidarea bazelor teoretice ale ecologiei, ci un instrument de cercetare fundamentală a sistemelor ecologice și de prognoză a comportamentului lor. Mai mult, modelarea reprezintă singura cale de caracterizare și simulare a proceselor definitorii de la nivelul ecosistemelor naturale și deci singura cale de elaborare pe baze științifice a strategiei de exploatare, amenajare și conservare a resurselor naturale.

IV

ECOSISTEMUL

GENERALITĂȚI

Prin ecosistem înțelegem unitatea organizatorică elementară a ecosferei alcătuită din biotop ocupat de o biocenoză și capabilă de realizarea productivității biologice.

Organizarea unui ecosistem permite să distingem o serie de trăsături structurale și funcționale ale lui.

Structura unui ecosistem este reprezentată pe de o parte prin structura biotopului, pe de altă parte prin aceea a biocenozei.

Structura biotopului cuprinde totalitatea factorilor abiotici (factori ecologici) în dinamica lor : factori geografici (poziția geografică, expoziția, morfometria, relieful înconjurător etc.), factori mecanici, factori fizici, chimici. În structura biotopului sînt cuprinse și relațiile dintre aceste elemente componente.

Structura biocenozei cuprinde componența speciilor, proporțiile dintre populațiile diferitelor specii, distribuția lor în spațiu și dinamica în timp, precum și relațiile dintre specii.

Structura ecosistemului cuprinde relațiile dintre factorii abiotici și populațiile biocenozei.

Această interacțiune determină faptul că, de cele mai multe ori, nici un factor abiotic sau biologic să nu acționeze într-o formă pură ci să reprezinte rezultatul unor interrelații.

BIOTOPUL

Generalități. În oricare ecosistem factorii abiotici nu au valori constante, ci ele variază în timp și în spațiu, între anumite limite.

Cercetarea frecvenței și amplitudinii acestor variații permite împărțirea modului lor de variație și deci a modului lor de acțiune asupra populațiilor, în două categorii. O primă categorie o reprezintă variația cu o anumită periodicitate și anumită amplitudine. De pildă, alternanța zi-noapte,

cu toate consecințele ei în privința unor factori ca lumina, temperatura, umiditatea etc. ; succesiunea anotimpurilor, fazele lunii, mareele, viiturile fluviilor, cu toate implicațiile lor ca inundarea periodică a unor teritorii, secarea periodică a apelor, direcția și intensitatea vînturilor etc. Spunem că asemenea variații au un *caracter de regim,* iar biocenoza supusă acestui fel de variații spunem că funcționează în *regim comandat,* adică în regimul, ritmul, impuse de variații periodice (deci cu o anumită frecvență) și de o anumită amploare (amplitudine) a factorilor abiotici.

A doua categorie o reprezintă variația fără periodicitate anumită, deci fără o regularitate, care apar neașteptat și care depășesc ca amploare, limitele variațiilor de regim. Zicem că asemenea variații au *caracter de perturbări,* de „zgomote" pentru sistemul populațional sau biocenotic dat. De pildă, temperaturi neobișnuit de scăzute din unele ierni, sau neobișnuit de ridicate și prelungite în timpul unor veri, secete prelungite, vînturi neobișnuit de puternice (furtuni, uragane, cicloane), valuri neobișnuit de mari și puternice stîrnite de cutremure sau vulcani submarini (vezi pag. 57), scăderea cantității de oxigen în ape care în mod normal sînt bine oxigenate, pătrunderea unor agenți poluanți, incendii naturale etc. — acționează ca factori perturbatori în funcționarea normală a populațiilor și biocenozelor.

Efectele ecologice ale acestor două categorii de variații sînt și ele diferite.

Efectul variațiilor cu caracter de regim este adaptarea, prin acțiunea selecției naturale, la variația periodică a diferiților factori între anumite limite, care devin *limite de toleranță* ale populației sau speciei respective față de factorul dat. În paragrafele următoare, referitoare la factori abiotici sînt prezentate o serie de exemple ale unor asemenea adaptări.

Variațiile neregulate și de mare amploare ale unor factori, depășind limitele normale ale variațiilor cu caracter de regim, fie în minus fie în plus, devin *factori limitanți,* iar efectul lor principal este eliminarea unui mare număr de indivizi din una sau mai multe populații, deci scăderea uneori catastrofală a numărului.

Atît adaptarea populației cît și limitarea mărimii ei reprezintă *efectele directe* ale celor două categorii de variații ale factorilor abiotici. Dar pot exista și *efecte indirecte.* Astfel, adaptarea (deci o modificare) unei populații duce, prin intermediul relațiilor interspecifice, la modificarea corelată a altor populații din biocenoză, deci la evoluția corelată a populațiilor (vezi capit. relații interspecifice).

Reducerea numărului indivizilor din populații prin variații ale factorilor abiotici ce depășesc limitele de toleranță poate și avea diferite efecte indirecte. Astfel, reducerea unei populații sub anumite limite ale numărului, nu-i mai permite refacerea și ea poate să dispară din biocenoză, neputînd rezista la presiunea dușmanilor și a concurenților. Dispariția unei populații duce la restructurări mai mult sau mai puțin importante (în funcție de rolul populației respective) ale relațiilor dintre populațiile rămase. Dacă totuși populația se reface, pornind de la un număr mic de supraviețuitori, genotipul noii populații va diferi de cel al populației inițiale. Aceasta va determina modificarea unor caracteristici ale populației și de aici, modificarea mai mult sau mai puțin profundă a relațiilor ei cu alte populații.

Aceşti factori se referă la caracteristicile şi relaţiile spaţiale ale unui ecosistem. Din această cauză influenţa lor asupra vieţii dintr-un ecosistem este *indirectă,* prin imprimarea unor trăsături particulare altor factori ecologici — lumina, temperatura, umiditatea, curenţii etc.

Poziţia geografică pe glob (longitudinea şi latitudinea) a unui ecosistem indică integrarea lui într-o anumită zonă climaterică, deci va indica anumite caracteristici ale unor factori ecologici.

Altitudinea. În aceeaşi zonă climaterică, ecosistemele situate la diferite altitudini vor avea condiţii climaterice diferite. De pildă, pădurile sau lacurile din zona temperată, situate în cîmpie, în zona de dealuri sau montană, vor fi foarte diferite.

Expoziţia geografică, joacă un rol important la numeroase ecosisteme terestre. Ecosisteme situate pe pante cu expuneri diferite faţă de Soare, faţă de vînturile dominante, se vor deosebi profund între ele.

Examinarea doborîturilor de vînt din pădurile din nordul ţării, arată că acest fenomen depinde pe de o parte de structura pădurii : sînt doborîte mai ales culturile forestiere, monospecifice şi echiene, ajunse la o anumită vîrstă, pe de altă parte localizarea doborîturilor arată că ele depind de forma reliefului — orientarea văilor, a pantelor — care determină direcţia şi influenţează forţa curenţilor aerieni.

Influenţa poziţiei geografice a unui ecosistem faţă de relieful înconjurător asupra condiţiilor de viaţă din ecosistemul dat o vom ilustra examinînd balta Jijila, situată în lunca inundabilă a Dunării între Măcin şi Isaccea (Botnariuc şi Beldescu, 1961). Balta este mărginită spre nord şi est de promontoriul Bugeacului şi dealurile Jijilei. Vîntul dominant din zonă este din direcţia N-E, astfel încît în zona de N-E a bălţii se crează o zonă de calm sub protecţia promontoriului. Aici se depune o mai mare cantitate de praf şi nisip aduse de vînt, apa fiind mai puţin agitată, depunerile de mîl şi detritus organic sînt mai intense. Ca urmare, aici balta este mai colmatată, ceea ce imprimă o serie de trăsături specifice biocenozei. Relieful înconjurător determină şi regimul scurgerii apelor de precipitaţie în baltă. Torenţii temporari de pe dealurile Jijilei (fig. 4), produc o puternică eroziune şi aduc în partea de sud-est a bălţii mari cantităţi de aluviuni şi un proces de intensă colmatare, de altă natură decît cea din partea de nord-est. Rezultă că examinarea raporturilor bălţii cu relieful înconjurător este necesară pentru a putea explica structura şi repartiţia sedimentelor şi a vieţii bentonice, desfăşurarea ciclurilor biogeochimice etc.

Morfologia unui ecosistem are adesea o mare influenţă asupra desfăşurării vieţii din el. Vom ilustra aceasta prin compararea unor valori sau indici morfometrici a două ecosisteme acvatice din aceeaşi regiune a zonei inundabile a Dunării — Jijila şi Crapina (Botnariuc şi Beldescu, 1961). Suprafaţa bălţii Crapina (2 980 ha) este de peste două ori mai mare decît a bălţii Jijila (1 390 ha), dar perimetrul ei este aproape de 3 ori mai mare (49 km) decît al Jijilei (17,5 km). Rezultă că linia de ţărm a bălţii Crapina este mai dezvoltată decît a Jijilei : raportul între perimetrul şi suprafaţa bălţii, la Crapina este 16,45 iar la Jijila este 12,59.

În acelaşi timp, indicele de sinuozitate a liniei de mal, exprimat în procente, prin raportul (Lo—C) 100/c, în care Lo — reprezintă perimetrul, iar

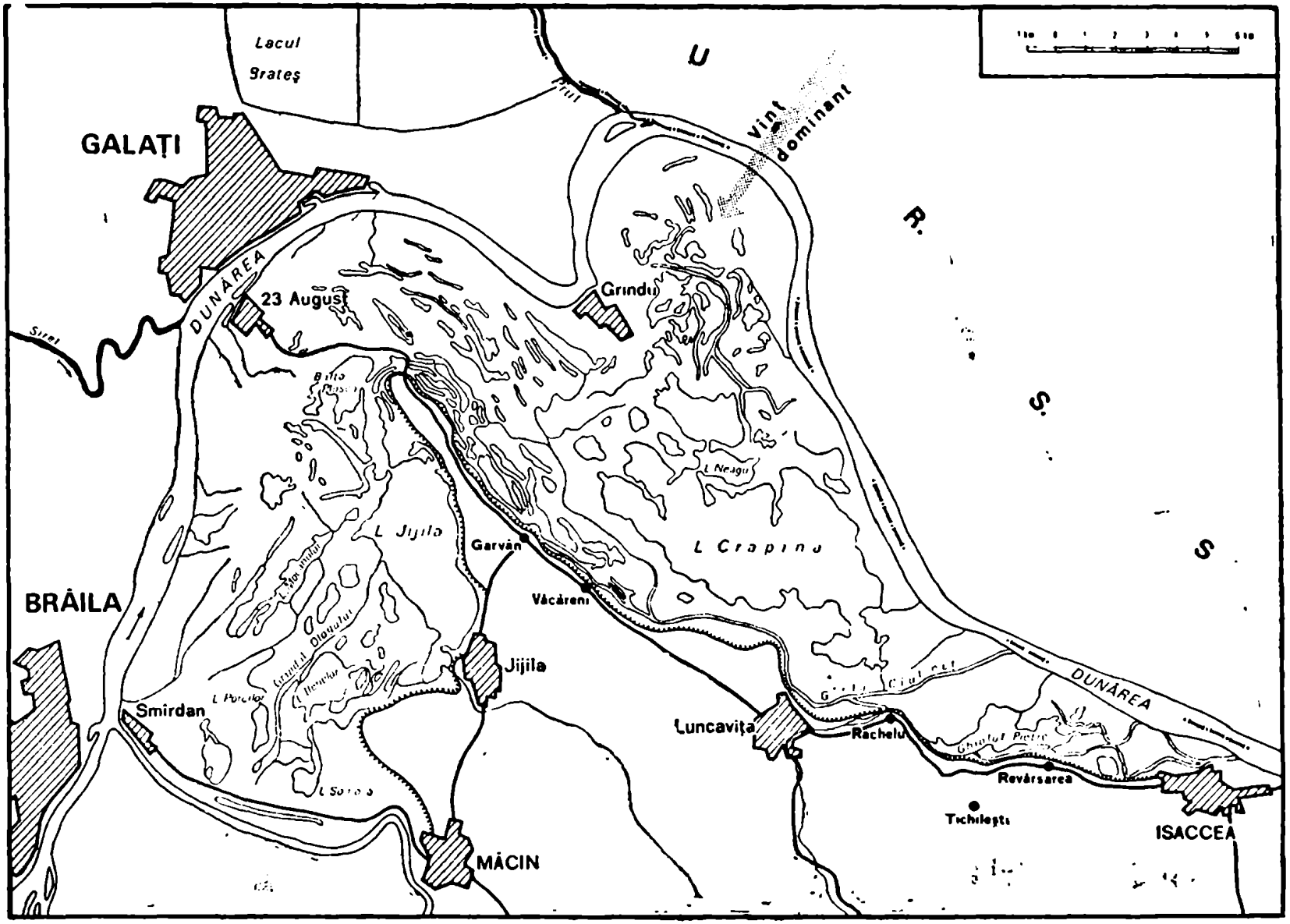


Fig. 1. Harta schematică a complexului de bălţi Crapina—Jijila. Săgeata arată direcţia vîntului dominant.

©RodAbaris 2019

C este circumferința unui cerc avînd suprafața egală cu aceea a bălții respective, este 154 la Crapina și doar 34,6 la Jijila.

Aceste mărimi morfometrice arată că linia de țărm și deci zona ecotonului este mult mai dezvoltată și sinuoasă în Crapina decît în Jijila, fapt care influențează sensibil repartiția vegetației submerse, emerse, a bentosului, a locurilor de hrană și de adăpost și deci productivitatea bălților. În adevăr, și productivitatea piscicolă a bălții Crapina era (în timpul efectuării cercetărilor) sensibil mai mare decît a bălții Jijila.

Examinarea poziției geografice a bălții Crapina față de Dunăre oferă explicația unor caracteristici morfologice ale bălții și a implicațiilor lor ecologice. După cum se vede pe harta alăturată, Crapina este situată în prelungirea cursului Dunării pe sectorul dintre Galați și Cotul Pisicii. În acest din urmă punct, iarna, adesea Dunărea este barată de aglomerări ale sloiurilor de gheață. Cînd acest baraj e rupt, apele năvălesc spre balta Crapina, efectuînd o intensă eroziune și totodată depunere. Curenții de apă, modelați de forma țărmurilor bălții, formează vîrtejuri în a căror centru se depun aluviuni mari, mai ales resturi de moluște, făcînd ca fundul să se înalțe, să apară insule (fultane) pe care se instalează vegetația emersă. Acțiunea combinată a vîntului de N.E și a curenților a dus la formarea unor grinduri (piscuri) care, pornind de la țărmul de N și NV, intră adînc în cuprinsul bălții, determinînd puternica dezvoltare și sinuozitate a liniei de țărm (ecoton) al acestei bălți, exprimată prin valorile morfometrice citate mai înainte. Din acest examen se vede că poziția și raporturile geografice ale unui ecosistem cu ecosistemele înconjurătoare, cu alți factori ai mediului, oferă adesea explicația unor caracteristici geografice și ecologice esențiale ale ecosistemului cercetat.

FACTORI MECANICI

— Efectul ecologic al mișcării aerului (vînt) și apei (cursuri, curenți, valuri) —

Vîntul reprezintă deplasarea maselor de aer, deci curenți aerieni, care de cele mai multe ori se produc paralel cu suprafața Pămîntului.

Cauzele care determină apariția vîntului sînt diferențele de presiune atmosferică (crește de la Ecuator spre Pol), la rîndul lor determinate de încălzire inegală, deci de diferențele de temperaturi (scade de la Ecuator spre Pol).

Direcția și viteza vîntului sînt determinate de un complex de factori din care vom aminti pe cei mai importanți. Direcția generală urmează gradientul baric — aerul se deplasează din zonele cu presiune mai mare către cele cu presiune mai mică. Cu cît diferența de presiune este mai mare pe o distanță mai mică, viteza vîntului va fi mai mare.

Deoarece gradientul baric în emisfera nordică este N—S iar în cea sudică S—N, direcția generală a vîntului ar trebui să fie N—S în emisfera boreală și S—N în cea australă, deci pe direcția meridianelor. In realitate, curenții sînt deviați spre vest din cauza rotației Pămîntului (forța Coriolis). Devierea este influențată și de frecarea de substrat — deci va depinde de natura substratului, relief, învelișul vegetal, suprafața oceanului etc.

Condițiile locale de presiune, temperatură, relief, determină variații în direcția, viteza, forma curenților de aer.

Din punct de vedere ecologic curenții de aer îi putem împărți în vînturi cu caracter de regim, deci constante (de ex. alizeele) sau cele care su-

flă cu o anumită periodicitate, regularitate (crivățul a cărui intensitate maximă este în lunile de iarnă, brizele din zonele de coastă a mărilor și oceanelor, musonii etc.) și vînturi cu caracter de perturbări, lipsite de regularitate (furtuni, uragane). Vînturile din prima categorie au rolul ecologic cel mai important.

Efectele ecologice ale vîntului. Vîntul ca factor ecologic este practic nestudiat, de aceea examenul pe care-l vom face este departe de a fi complet. Efectele ecologice ale vîntului le putem împărți în directe și indirecte. Acestea din urmă reprezintă rezultatul interacțiunii vîntului cu apa și le vom examina în paragraful referitor la rolul ecologic al mișcărilor apei. Aici vom prezenta schematic, efectele directe.

Vîntul are un important rol de transport. El transportă energie termică, pe care o poate ceda aerului înconjurător sau substratului (dacă vîntul pătrunde într-o zonă cu temperatura mai scăzută decît a lui, deci un vînt cald) sau din contra, poate prelua căldura mediului. În acest fel poate provoca o rapidă încălzire sau răcire. Vîntul transportă nori, deci umiditatea — putînd determina și condensarea lor sau doar umezeala temporară a solului. În unele zone deșertice (Namibia) planetele trăiesc doar pe seama umezelii (ceții) aduse zilnic dimineața, de curenți aerieni dinspre ocean (vezi paragraful umiditatea).

Cenușa vulcanică, praful, nisipul, radionuclizii proveniți din explozii atomice, pot fi transportați la distanțe foarte mari, practic acoperind întreaga planetă. Se știe că cenușa vulcanică provenită din explozia vulcanică a Insulei Krakatau (1883) din sud-estul Asiei a fost găsită și pe zăpezile polare, după cum în urma exploziilor atomice din Pacific, căderile radioactive au fost înregistrate în cele mai îndepărtate puncte ale globului.

Vîntul încărcat cu particule de praf și nisip și avînd viteze considerabile (adesea depășesc 100 km/oră, dar pot depăși și 200 sau chiar 300 km/oră) are o mare forță de eroziune. Praful și nisipul transportate — provin de pe solurile unor regiuni. Stîncile bătute de vînt sînt erodate în mod caracteristic (fig. 5 și 6). În zone sau perioade de acalmie, materialul transportat este depus producînd importante efecte de colmatare a apelor, de transformare a solurilor. Depozitele uriașe de loess, pe imense întinderi din Asia și Europa, provin din materialul transportat de vînt. Depunerea dunelor și modelarea reliefului lor în zone deșertice, de coastă etc. — se datorează, de asemenea, vîntului.

Numeroase specii de plante și animale în decursul evoluției lor s-au adaptat în diferite moduri la acțiunea vîntului cu caracter de regim.

O serie de adaptări permit utilizarea forței eoliene pentru reproducere și răspîndire. Astfel, la numeroase plante — polenizarea se efectuează cu ajutorul vîntului care transportă polenul (plante anemofile). Grupe mari de plante — ca de pildă coniferele, gramineele etc., au evoluat pe această cale. Adaptarea constă în producerea unui polen uscat, ușor și în cantitate mare (riscul pierderilor este mare).

Vîntul are un rol însemnat în răspîndirea multor plante și animale. Cercetarea aeroplanctonului (organisme transportate mai mult sau mai puțin pasiv în masa aerului) a dus la identificarea sporilor de bacterii, ciuperci, plante verzi — adesea la mari înălțimi.

Multe specii au fructe sau semințe cu structuri specializate pentru transportul cu ajutorul vîntului. Acest fel de răspîndire prezintă și un alt avantaj : în locurile liniștite (în dosul stîncilor, la adăpostul altei vegeta-

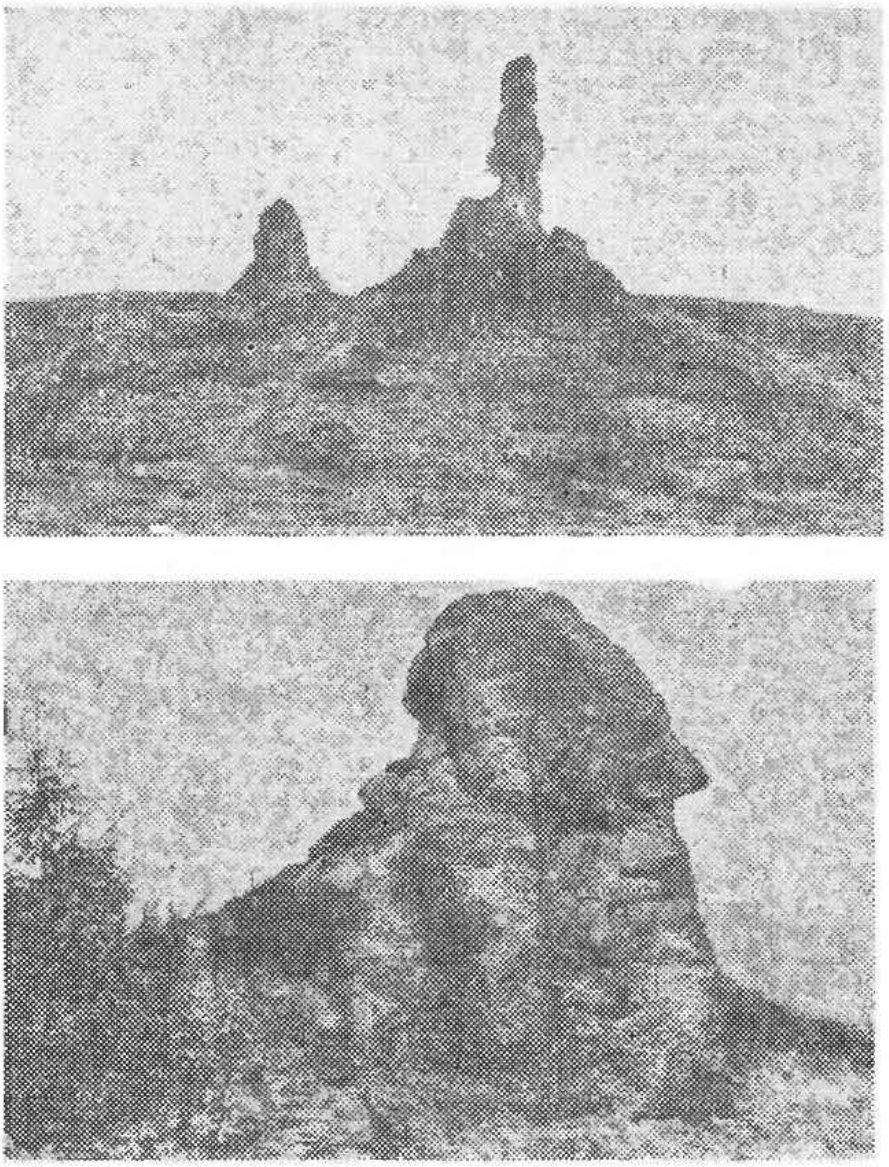


Fig. 5. Eroziune eoliană. Stînci din rezervația „12 Apostoli" din M-ții Călimani. (Foto N. Botnariuc).

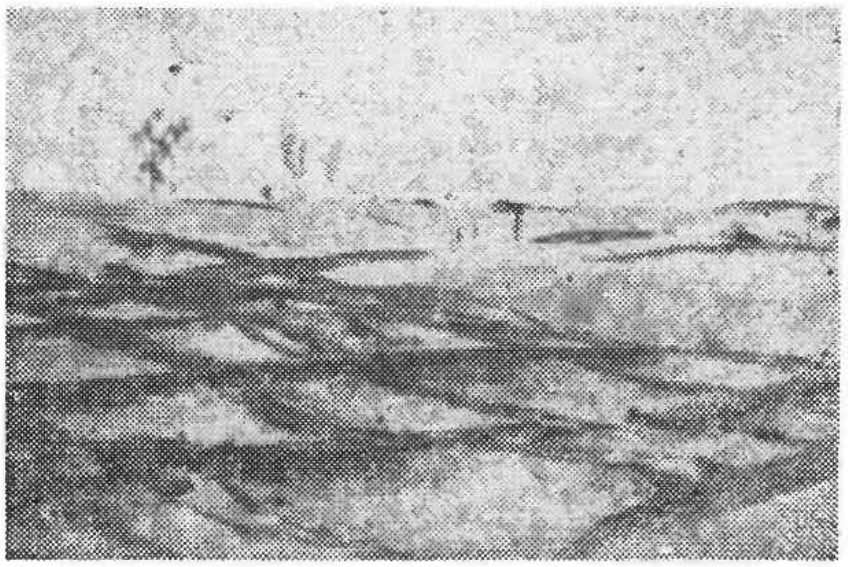


Fig. 6. Dune de nisip din Deșertul Kara Kum. (Foto N. Botnariuc).

ţii, liziere, denivelări) se aglomerează mari cantităţi de seminţe aduse de vînt şi care, germinînd în grup, ocupă repede un teritoriu (fig. 7).

Ouăle de rezistenţă ale multor animale din apele temporare (filopode, cladoceri, copepode), ca şi multe animale adulte — ca, insecte slabe zburătoare (culicide, chironomide, unele lepidoptere etc.), păianjeni, chiar şi

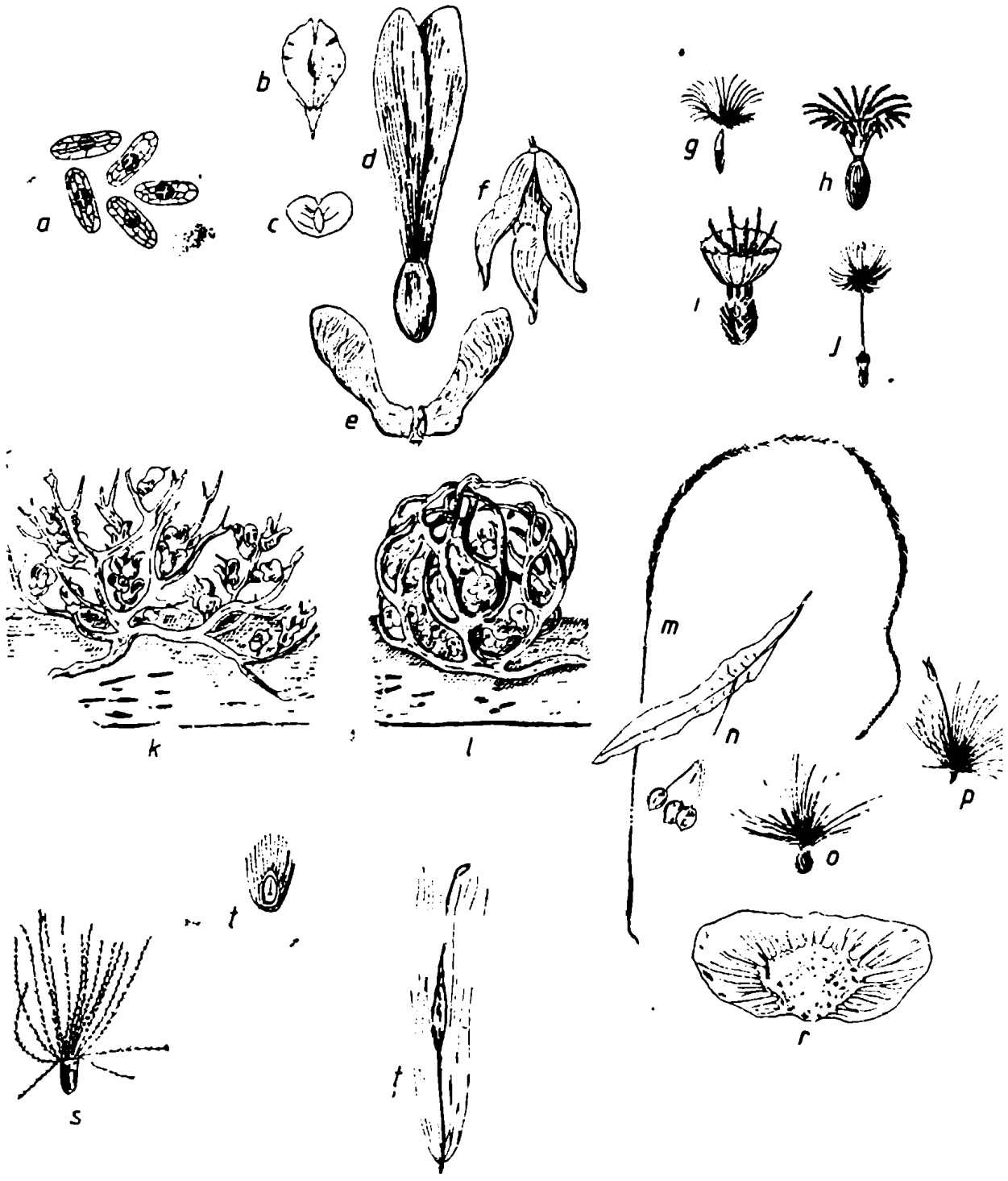


Fig. 7. Seminţe şi fructe adaptate pentru răspîndire prin vînt :

a — Orchis morio, b — Ulmus montana, c — Betula verrucosa, d — Gvrocarpus asiaticus, e — Acer pseudoplatanus, f — Ailanthus glandulosa, g — Senecio vulgaris, h — Valeriana officinalis, i — Scabioza, j — Taraxacum, k — Anastatica hierochuntica (crucifer) plantă desfăcută la umiditate, l — plantă uscată, strînsă ghem, putînd fi mînată de vînt, m — colilie, n — tei, o — Sonchus, p — salcie, r — Bignonia, s — Cirsium arvense, t — Populus tremula, ţ — Typha latifolia (a—l din I. Grinţescu, 1932, m—r din P. Jucovschi, 1953, s—ţ din Kultiasov, 1955).

unele păsări, pot fi antrenate și transportate de vînt pe distanțe considerabile.

Unele animale au structuri și comportamente care le permit utilizarea forței de transport a vîntului : unele celenterate hidrozoare ca *Velella*, *Physalia* etc. ale căror expansiuni ale corpului servesc drept vele.

Multe păsări — pelicani, berze, stîrci, pescăruși, păsări răpitoare de zi — utilizează curenți aerieni pentru a plana timp îndelungat, ceea ce le permite mari economii de energie și le ușurează zborurile de migrație sau de căutare a hranei.

O altă serie de adaptări permit plantelor și animalelor să reziste la forța vîntului care poate avea efecte dăunătoare pentru populații. Rezistența la cădere sau rupere la o serie de plante terestre, mai ales lemnoase, arborescente — se obține printr-o structură a tulpinilor sub formă de cilindru plin în care țesuturile cu rezistență mecanică sînt dispuse în diferite moduri — toate conferind rigiditate și rezistență la rupere. Din contra, la multe alte plante mai ales ierboase (graminee) tulpina este un cilindru gol, care suportă forța vîntului prin elasticitate și flexibilitate.

Reducerea taliei la plantele de altitudine reprezintă, de asemenea, o adaptare față de acțiunea vîntului.

La multe specii de insecte pentru care antrenarea de către vînt ar reprezenta un pericol în viața speciei s-au dezvoltat adaptări structurale și comportamentale ce permit evitarea unui asemenea pericol. Se știe că multe insecte insulare, montane, din zonele de coastă, au aripi reduse sau complet atrofiate, și deci nu se ridică de pe sol, altfel ele ar putea fi antrenate de vînt și sortite pieirii (M. S. Mani, 1968).

În insulele oceanice apterismul este foarte frecvent. De pildă în Insula Madera din 550 specii de coleoptere cunoscute, 200 sînt nezburătoare. În Insulele Kerguelen, situate în Oceanul Indian la mari distanțe de continente, toate insectele locale (coleoptere, lepidoptere, diptere) sînt nezburătoare (fig. 8).

Unele chironomide marine (specii alc genului Clunio) sau de apă dulce (*Propsilocerus danubialis*), deși au aripi, după ecloziune și în timpul roitului nu se ridică de pe suprafața apei și, nu mai au capacitatea de zbor. Zborul chironomidelor marine le-ar periclita existența deoarece vîntul le-ar

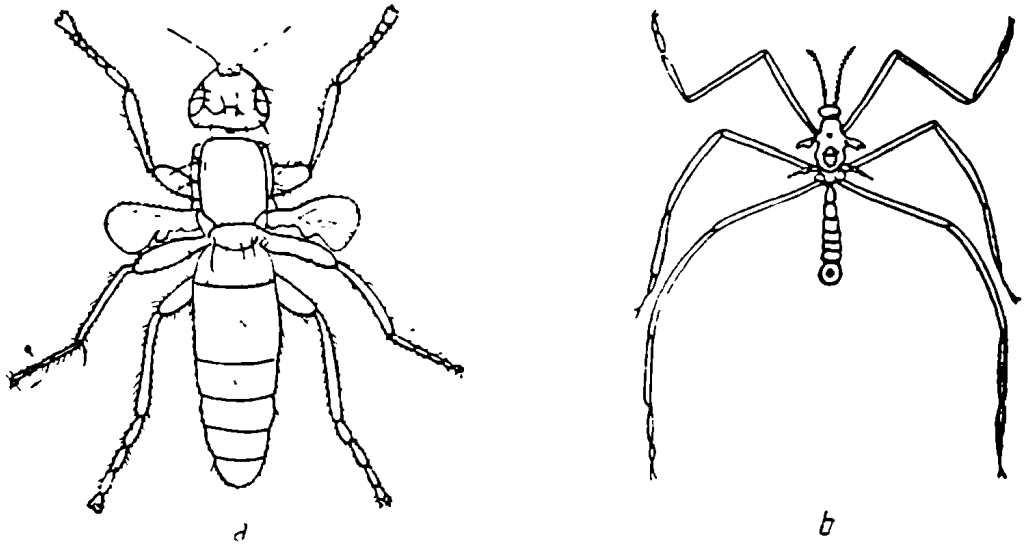


Fig. 8. Reducerea aripilor ; Paracotra dreuxi (dipter) din Insulele Crozet; Tipula subaptera (dipter) de pe Muntele Kilimanjaro; (a — din Sacchi și Testard, 1971, b — după Mani, 1968).

putea duce fie în larg, fie pe țărm — ambele alternative fatale. La *P. danubialis* și la o altă specie — *Cricotopus dobrogicus* (ambele din deltă și zona inundabilă a Dunării), această trăsătură este o adaptare relictă, speciile respective fiind de origine marină, relicte ale bazinului Ponto-Aralo-Caspic (Botnariuc și Vădineanu, 1981).

Vînturi neperiodice au importante efecte de perturbare a vieții multor specii, acționînd ca factor limitant. Furtunile, uraganele foarte puternice pot avea efecte catastrofale asupra ecosistemelor forestiere, doborînd păduri pe suprafețe întinse, nimicind o bună parte a faunei și schimbînd întregul mers al succesiunii ecologice (fig. 9). Uneori însă furtunile pot avea și efecte selective (vezi paragraful mișcarea apei).

Fig. 9. Doborîturi de vînt într-o pădure de fag din Maramureș. (Foto Just).

Forme de mișcare ale apei. Deși în mod curent, din punct de vedere al mișcării, apele sînt împărțite în curgătoare și stătătoare, nu înseamnă că acestea din urmă se află în nemișcare. Din contră, în timp ce în apele curgătoare dominantă este un singur fel de mișcare — curgerea într-un singur sens a masei de apă, în apele stătătoare, care pot fi de categorii foarte diferite — bălți, lacuri, mări, oceane — întîlnim variate feluri de mișcare — curenți orizontali, curenți verticali (de convecție), ascendenți și descendenți, valuri, oscilații de nivel. Putem aminti și mișcarea apei în stare solidă — curgerea ghețurilor. Toate aceste forme de mișcare ale apei au variate și profunde efecte ecologice.

În cazul apelor curgătoare (izvoare, rîuri, fluvii) cauza mișcării o reprezintă gravitația, apa scurgîndu-se de la diferite altitudini spre nivelul mării. Viteza de curgere este determinată de pantă. Forma pe care o ia cursul apei este determinată de interacțiunea apei cu natura substratului, cu forma și relieful văii. Uneori curgerea apei poate fi determinată nu de panta substratului, ci de diferența de nivel dintre două bazine — cum se întîmplă în gîrlele și canalele de legătură dintre ghiolurile Deltei Dunării. În acest caz, cursul apei este reversibil.

Curenții oceanici orizontali (de suprafață și de profunzime) și verticali sînt determinați de acțiunea combinată a încălzirii inegale a maselor de apă, a vîntului și a forței Coriolis (rezultată din mișcarea de rotație a Pămîntului). Forma și direcția concretă a curenților sînt modelate de configurația generală a coastelor continentale și a reliefului fundului oceanic.

Ca urmare a factorilor menționați se produc două sisteme de circulație de suprafață. Unul determinat de încălzirea simplă a apei, altul de vînt:

Primul sistem constă în faptul că în zonele calde (latitudini mici) apa încălzită şi deci cu densitate mai mică formînd pătura superficială, se mişcă către poli şi răcindu-se treptat se scufundă iar în profunzime se deplasează către Ecuator.

Al doilea sistem este determinat de vînt (combinat cu forţa Coriolis) şi modelat de forma continentelor.

Modelul general (fig. 10) al acestor curenţi (Williams, Higginson, Rohbraugh, 1977) arată că în ocean, în fiecare emisferă, se formează, datorită vîntului, cîte trei vîrtejuri de suprafaţă : ecuatorial, subtropical şi subpolar. În emisfera nordică (schema din figură) vîrtejul subtropical se produce în sensul acelor de ceasornic, determinînd în centrul său o zonă de presiune mai mare care poate ridica cu 1—2 m nivelul apei faţă de marginile vîrtejului. Vîrtejurile ecuatorial şi subpolar se produc în sens contrar acelor de ceasornic şi creează în centrul lor o zonă de depresiune.

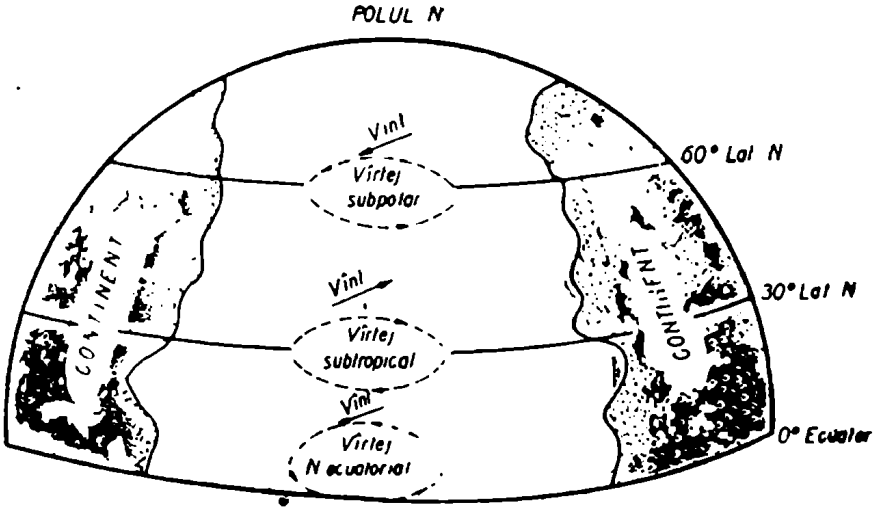


Fig. 10. Modelul teoretic complet al curenţilor oceanici determinaţi de vînt, în emisfera nordică. (După Williams et al., 1977).

În emisfera sudică, vîrtejurile reprezintă o imagine de oglindă a schemei de mai sus : vîrtejul subtropical se produce în sens contrar acelor de ceasornic, în timp ce celelalte două vîrtejuri vor fi în sensul acelor de ceasornic.

În condiţii reale circuitele (vîrtejurile) nu apar cu simplitatea şi claritatea unei scheme teoretice (fig. 11).

Vîrtejurile ecuatoriale (de N şi S) se formează sub influenţa alizeelor de N şi de S care dau naştere la Curentul Ecuatorial de Nord şi de Sud, cu direcţia generală de la est la vest. Compensarea lor o reprezintă Curentul Ecuatorial Contrar, în zona ecuatorului, între cei doi curenţi ecuatoriali, şi care curge în direcţia vest-est.

Atît în Oceanul Atlantic cît şi în Pacific, Curentul Ecuatorial Contrar este situat ceva mai la nord de ecuatorul geografic, deoarece ecuatorul termic este împins mai spre nord de masele mai mari ale apelor reci din emisfera sudică.

Curenţii ecuatoriali est-vest, cel de nord cît şi cel de sud în Oceanul Atlantic, dînd de coastele Americii, se întorc spre nord (Curentul Golfului — Golfstream), respectiv spre sud (Curentul Braziliei). Curentul Golfului este cel care formează vîrtejul subtropical în Atlantic. În mod corespunzător în Pacific acest rol îl are Curentul Kuro-Sivo.

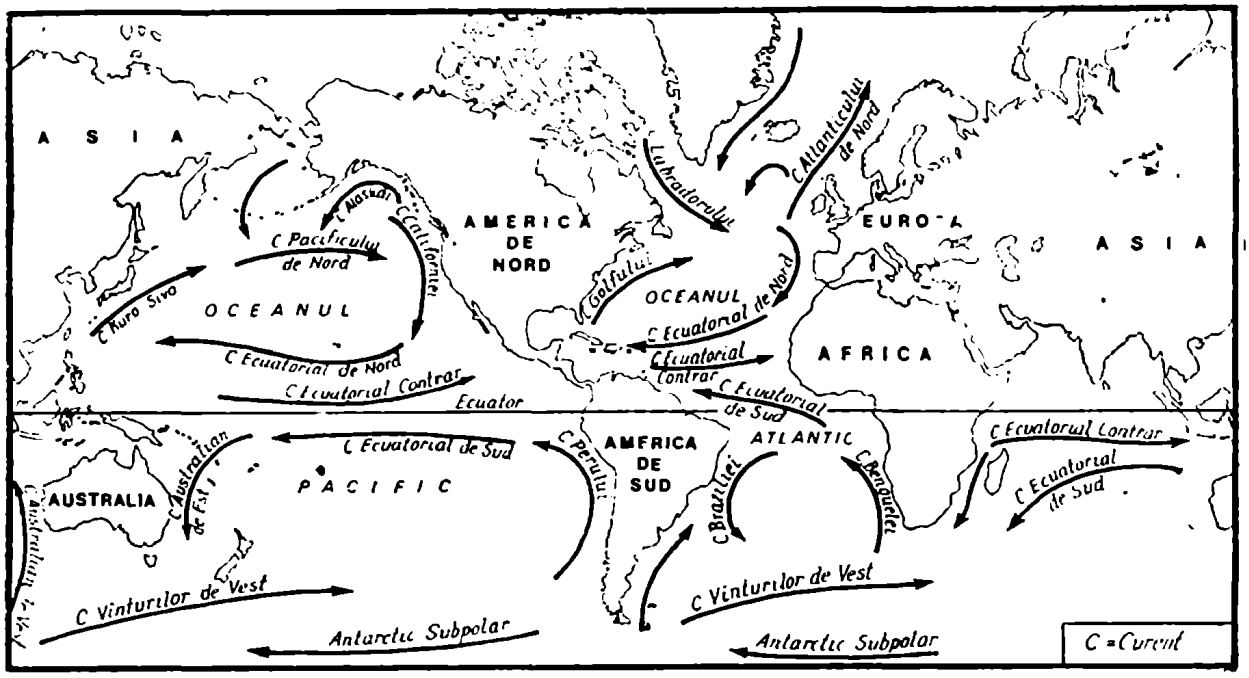


Fig. 11. Harta curenților oceanici de suprafață.

Vîrtejul subpolar în Atlantic este format din Curentul Irminger, combinat cu apele Curentului Groenlandei și al Labradorului.

Atît în sudul Atlanticului cît și al Pacificului, vîrtejurile subpolare respective sînt reprezentate prin curentul antarctic subpolar (din imediata apropiere a coastelor continentului Antarctida) și care curge în direcția est-vest și din curentul antarctic circumpolar mai depărtat de coastele continentului, avînd direcția vest-est.

Ne putem face o idee despre amploarea curenților de suprafață cunoscînd viteza și debitul lor. Astfel, Curentul Golfului are viteza maximă de 6—8 km/oră, cea medie fiind de 0,7—1,3 km/oră, deci comparabilă cu viteza unor fluvii. Variațiile vitezei sînt în funcție de variația forțelor care determină curentul (vînt). Debitul aceluiași curent se evaluează la 113 sverdrupi [1], adică un debit de peste 65 ori mai mare decît acela al tuturor apelor curgătoare de pe glob.

Curenții de profunzime au o configurație mai complexă. Schema acestor curenți din Oceanul Atlantic este reprezentată în figura 12.

În lungul coastelor continentului Antarctida, iarna se produce o puternică răcire a apei și o creștere a salinității din cauza formării unor imense cantități de gheață. Apa devine cea mai densă din toate oceanele și se lasă la fundul oceanului unde curge spre nord, formînd curentul antarctic de fund, ale cărui ape ajung pînă la paralela 45°N. În același timp, o parte din apele antarctice ce se scufundă curge spre est, amestecîndu-se cu apele de suprafață, formînd curentul antarctic circumpolar de care am vorbit mai înainte și din care provin apele de profunzime din toate cele trei mari oceane.

Un fenomen asemănător se produce în nordul Oceanului Atlantic, dar apele de aici, avînd o densitate ceva mai mică, se lasă în profunzime și curg spre sud, alunecînd deasupra stratului de ape venite din Antarctica. Apele arctice ajung în sud pînă dincolo de 60° latitudine sudică, unde se

[1] Un sverdrup (sv)=1 milion m^3/s.

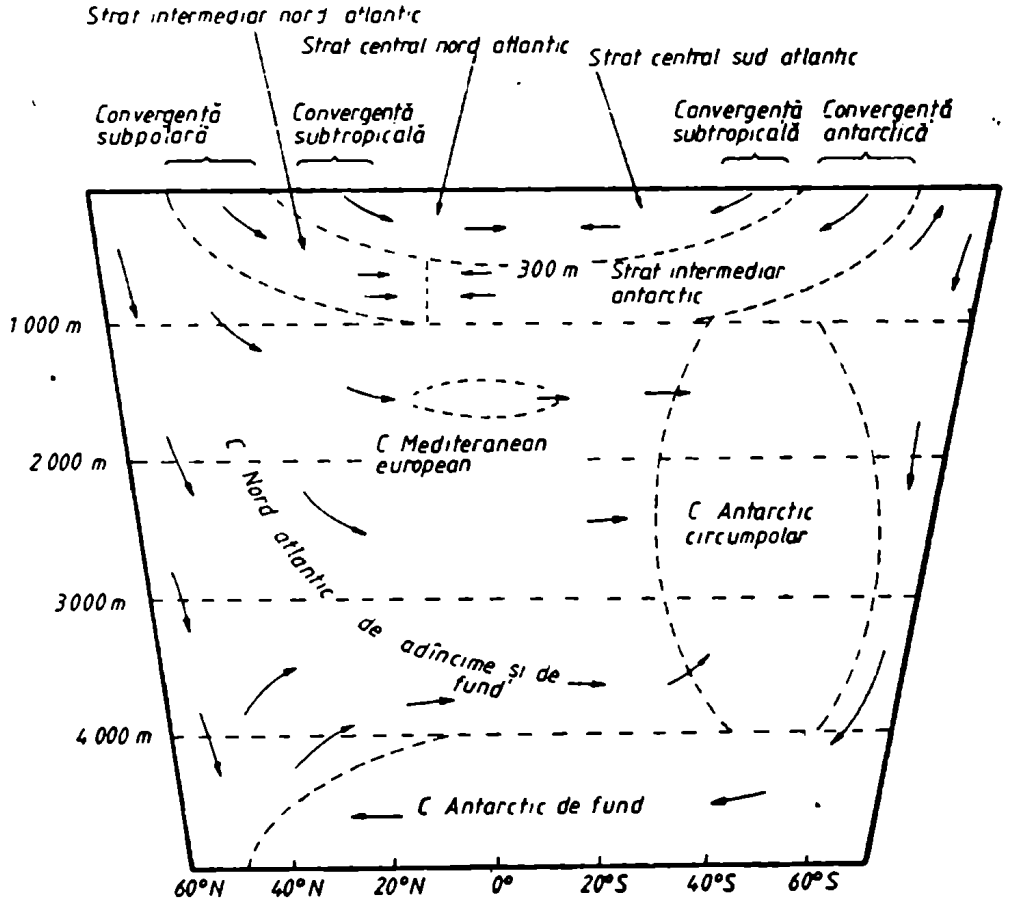


Fig. 12. Reprezentarea schematică a curenţilor de profunzime în Oc. Atlantic. (După Williams et al, 1977).

amestecă parţial cu apele curentului antarctic circumpolar, parţial iese la suprafaţă.

Mai aproape de suprafaţă de la adîncimea de peste 100 m pînă pe la 1 000 m, apele sudice antarctice şi subtropicale scufundate la aceste adîncimi în urma răcirii sezoniere curg spre nord, iar cele nordice corespunzătoare, spre sud, amestecîndu-se la întîlnire.

Apele din Marea Mediterană, prin răcirea de iarnă şi evaporare datorită vîntului uscat dinspre Africa, se lasă la fund şi se scurg pe la fundul Strîmtorii Gibraltar în Atlantic, unde-şi găsesc nivelul de echilibru al densităţii cam la adîncimea de 1 500 m. Scurgerea lor este compensată de apele atlantice care pătrund prin Gibraltar pe la suprafaţă.

Curenţii verticali (de convecţie), ascendenţi (upwelling) se formează mai ales sub influenţa vîntului care, suflînd dinspre uscat, resping apele oceanice de lîngă coastă şi în locul lor se ridică apele din adîncime, avînd caracteristici fizice, chimice şi biologice diferite de ale apelor de suprafaţă.

Se cunosc mai multe asemenea zone : coastele de vest ale Africii de Nord şi de Sud, coasta vestică a Americii de Sud, coasta din zona Californiei etc.

Curenţi atît orizontali cît şi verticali există şi în lacuri. Curenţii orizontali se datorează vîntului, afluenţilor şi efluenţilor lacurilor iar cei verticali — diferenţelor de densitate provocate de variaţii sezoniere sau diurne ale temperaturii.

Valurile au un rol important în desfăşurarea vieţii acvatice. Ele se datorează acţiunii vîntului şi determină amestecarea apelor superficiale în

oceane sau lacuri adînci, iar în ape continentale, de mică adîncime, pot determina amestecarea întregii mase a apei. În același timp, valurile exercită o puternică eroziune și acțiune de modelare a malurilor.

O categorie de valuri cu totul deosebită o formează valuri seismice oceanice (tsunami), provocate de cutremure submarine sau erupții vulcanice submarine. Atît dimensiunile cît și viteza de propagare a acestor valuri sînt ieșite din comun. Spre deosebire de valurile provocate de vînt, la cele seismice perioada (distanța dintre creste) este foarte mare, măsurînd peste 160 km. La punctul lor de apariție (locul cutremurului), înălțimea lor este mică (1—2 m), astfel încît trec neobservate de navigatori sau piloți. Dar, ajungînd în zona de coastă, frecarea de fund încetinește viteza de înaintare iar energia valului e convertită în creșterea înălțimii care poate depăși 30 m. Viteza de propagare a acestor valuri este uriașă, putînd ajunge la 800 km/oră și chiar mai mult. Viteza este cu atît mai mare cu cît apa este mai adîncă. Aceste valuri vin în serii, la intervale între 15 minute și circa 1 oră, iar forța lor este extraordinară : un val de 6 m înălțime, cu o viteză de 72 km/oră, exercită o presiune de aproximativ 18 tone/m^2. Se înțelege că asemenea valuri au efecte catastrofale asupra zonelor de coastă, recifelor, așezărilor omenești (Mooney, 1977).

Oscilațiile de nivel. În apele oceanice, oscilațiile periodice de nivel sînt determinate de forța de atracție exercitată de Lună și de Soare asupra Pămîntului. Rezultatul este formarea mareelor (flux și reflux), fenomen cu o strictă periodicitate de aproximativ 12 ore. Amplitudinea acestei mișcări este foarte variabilă. Dacă în largul oceanului denivelarea depășește rareori 1 m, în zonele de coastă, în funcție de configurația coastelor, denivelarea poate ajunge la cîțiva metri. Denivelarea maximă cunoscută este de 18 m în Golful Fundy, aflat între Peninsula Noua Scoție și continent. De asemenea, în funcție de configurația țărmului, zona acoperită de flux sau descoperită în timpul refluxului, poate fi uneori foarte largă.

În apele continentale „stătătoare" (lacuri, bălți), oscilațiile de nivel se datorează altor cauze : precipitațiilor sau forțelor hidrostatice.

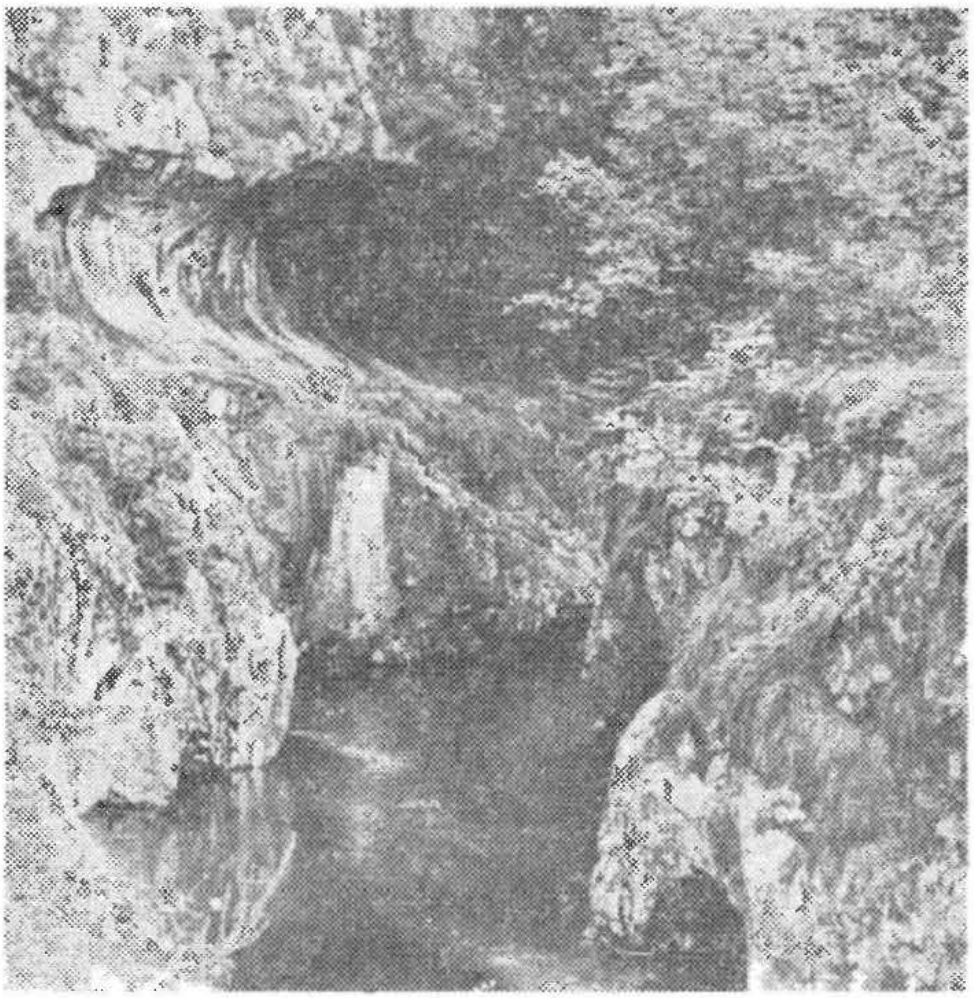
De pildă, nivelul apelor din bălțile zonei inundabile a Dunării sau ale Deltei este în funcție de nivelul apelor Dunării. În funcție de aceasta se produce circulația între Dunăre și bălțile din interiorul deltei sau din zona inundabilă. Oscilațiile de nivel determină acoperirea sau, din contra, dezgolirea periodică a unor întinse suprafețe în zona inundabilă.

Efectele ecologice. Apa, în mișcare, transportă substanțe dizolvate sau în suspensie (inclusiv poluanți), transportă organisme vii, delimitează mai mult sau mai puțin clar teritorii sau acvatorii.

Curenții aereni calzi (care vin dinspre Ecuator) aduc ape calde spre insule și coaste ale continentelor situate la mari latitudini, influențînd nu numai desfășurarea vieții în apele oceanice respective dar și a ecosistemelor terestre adiacente. Influența apelor calde aduse de Curentul Golfului se resimte în tot lungul țărmului Scandinaviei și chiar în apele și insulele Oceanului Arctic.

Curenții oceanici, nu numai că transportă mari cantități de organisme și sînt folosite de multe specii migratoare ușurîndu-le migrația, dar delimitează vaste acvatorii (vîrtejurile), izolîndu-le între ele, astfel încît fiecare vîrtej își dobîndește anumite caracteristici fizico-chimice, floristice, faunistice și de productivitate (J. L. Reid, E. Brinton și alții, 1978).

Energia mecanică a apei în mișcare, combinată cu puterea ei de dizolvare, determină forța de eroziune a apei, precum și transportul suspensii-



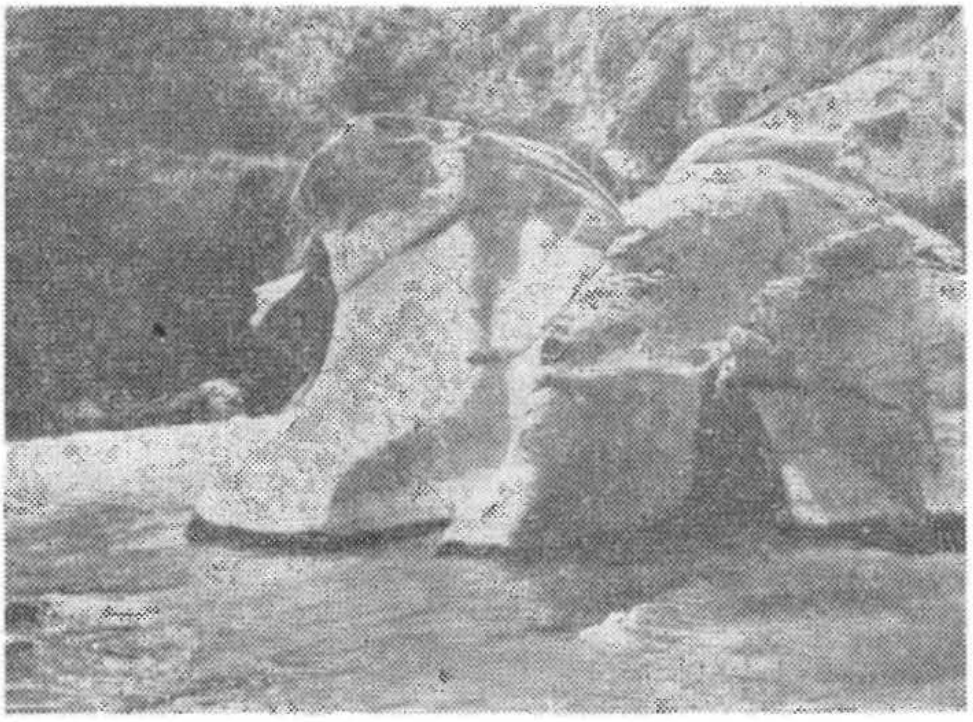


Fig. 13. Eroziunea apei. Cheile Corcoaia :
a — se vede tunelul erodat de vechiul curs al rîului Cerna. (Foto Bignon); b — Valea Rîului Mare — Casa Verde. (Foto Girlea).

lor şi al substanţelor dizolvate. Aceste funcţii au importante efecte ecologice.

Puterea de eroziune a apelor curgătoare este considerabilă (fig. 13 şi 14). Ea face ca aceste ape să străbată lanţuri de munţi săpînd chei impresionante ca, de exemplu, Porţile de Fier, unde Dunărea străbate lanţul Munţilor Carpaţi, cheile Bicazului etc. Pe această cale, pe de o parte se stabilesc legături între bazine hidrografice diferite şi amestecul florei şi faunei lor, schimbînd profund structura ecosistemelor, iar pe de altă parte se fragmentează ecosistemele terestre, apa curgătoare reprezentînd o barieră de netrecut pentru numeroase animale şi plante. La fel de mare este puterea de eroziune a valurilor. Dovada sînt falezele stîncoase care sînt erodate, fărîmiţate şi transformate treptat în nisip.

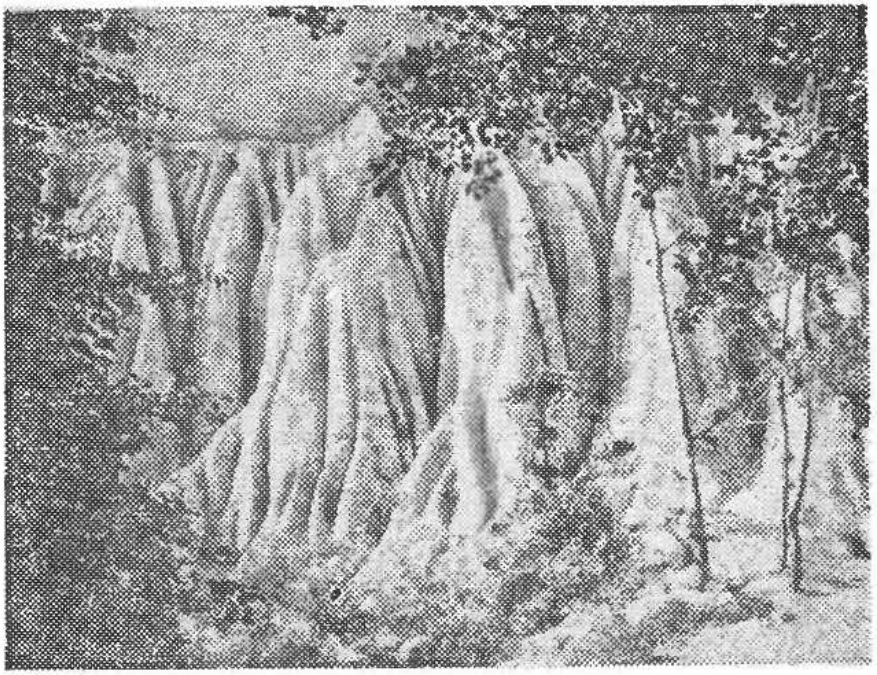


Fig. 14. Eroziunea efectuată de apa de şiroire din precipitaţii, comuna Gorganu. Rîmnicu Vîlcea.

Materialele provenite din eroziune, împreună cu cele provenite din spălarea solurilor de către apele de şiroire sînt transportate de apele curgătoare sub formă de suspensii şi sedimentate treptat, pe măsura scăderii vitezei curentului.

Cantitatea de aluviuni transportate de apele curgătoare este considerabilă. De pildă, măsurătorile făcute la gurile Dunării pe o perioadă de aproape un secol arată că, în medie, Dunărea varsă în mare anual circa 65 milioane tone aluviuni din care braţului Chilia îi revin circa 44 milioane tone, braţului Sulina circa 6 milioane tone, iar braţului Sfîntu Gheorghe — 15 milioane tone (Petrescu, 1957). La aceste cifre ar trebui adăugate aluviunile depuse în amonte în lunca Dunării şi în cuprinsul Deltei. De menţionat că, în prezent, cantitatea de aluviuni transportate este şi mai mare, ca urmare a despăduririlor efectuate în ultimele decenii pe întregul bazin dunărean, şi a dezvoltării agriculturii. De menţionat că alte fluvii mai mari transportă cantităţi mult mai însemnate de aluviuni. De pildă, fluviul Yangtze transportă anual peste 600 milioane tone aluviuni, Mississippi — peste 700 milioane tone, iar Amazonul aproximativ un miliard de tone.

Aceste aluviuni, împreună cu substanţele minerale dizolvate, reprezintă un important factor de fertilizare a luncilor rîurilor şi fluviilor.

Dezvoltarea culturii și civilizației din văile unor fluvii ca Nilul, Tigrul și Eufratul — au avut la bază fertilitatea neobișnuită a luncilor, datorită viiturilor periodice ale fluviilor. În același timp, aluviunile transportate reprezintă materialul sedimentar din care se construiesc grindurile din lunci și delte, din care se modelează zonele litorale chiar ale mărilor și oceanelor.

În Delta Dunării, toate grindurile situate la vest de grindurile Letea și Caraorman, sînt de origine fluvială. Ele au fragmentat o bună parte a deltei, au dus la dezvoltarea unei rețele întregi de ecosisteme terestre caracteristice, au determinat structura rețelei de canale, ghioluri și japșe, deci întreaga structură biologică a acestei porțiuni a deltei. Grindurile transversale, cu orientarea generală NS, Letea și Caraorman, se datorează interacțiunii Dunării și curentului maritim litoral NS, ceea ce a determinat orientarea depunerii aluviunilor în lungul litoralului marin. Acest proces continuă și astăzi. Datorită lui, uscatul deltei, ca și ecosistemele dulcicole cuceresc mereu noi suprafețe de la Marea Neagră și determină o structură complexă a litoralului cu remarcabile caracteristici ecologice.

Astfel, delta secundară a brațului Chilia prin care sînt transportate cam 2/3 din totalul aluviunilor, în decurs de un secol a avansat în mare cu 7 km în dreptul gurii brațului Chilia și cu 12 km în dreptul gurii brațului Stambul. Avansarea medie anuală este de 100 m, iar suprafața uscatului crește anual cu circa 200 ha (Banu și Rudescu, 1965).

La gurile brațului Sfîntu Gheorghe aluviunile aduse sînt antrenate spre sud sub acțiunea curentului litoral amintit și se depun ducînd la înălțarea unor insule înguste și lungi care merg paralel cu țărmul (sînt de fapt — „grinduri" ale curentului marin N-S). Una din aceste insule — Sacalin, apărută în 1897 în urma unor puternice viituri — ca o limbă de nisip îngustă de zeci de metri și lungă de sute de metri. În 1953 lungimea ei era de 13 km, iar în prezent aproape 20 km. Între Insula Sacalin și țărmul deltei s-a format de fapt o lagună (meleaua Sfîntu Gheorghe) cu apă foarte puțin adîncă (circa 1 m) în care, datorită vîntului se produce un permanent amestec de faune dulcicolă și marină. În același timp pe insulă se instalează un ecosistem terestru desfășurînd de la nord spre sud o remarcabilă succesiune ecologică (fig. 15 și 16).

Geneza Insulei Sacalin oferă explicația originii întregii zone de lagune de la sud de gurile brațului Sfîntu Gheorghe — zona cu o remarcabilă productivitate biologică în care sînt atrase și mase uriașe de păsări migratoare.

Transportul de substanțe minerale și organice (nutrienți), efectuat de către curenții oceanici și de apele curgătoare, are un rol esențial în desfășurarea vieții în oceane.

Sursa substanțelor minerale din apele oceanice o reprezintă apa fluviilor. Pe această cale, de pe suprafața continentelor sînt aduse în oceane anual aproximativ 2,5 miliarde tone de substanțe minerale, din care 2,3 miliarde tone minerale în stare ionică, 175 milioane tone de coloizi minerali (Si, Fe, Al) și 36 milioane tone microelemente. La aceste cantități ar trebui adăugate 720 milioane tone de substanță organică (după Alekin, 1966 din Constantinov, 1972).

Din cauza sedimentării permanente a resturilor organice, apele oceanice superficiale sînt în general sărace în nutrienți esențiali, azotați și fosfați care, în schimb se acumulează în apropierea fundului apelor respective. De aici — importanța curenților ascendenți despre care s-a vorbit

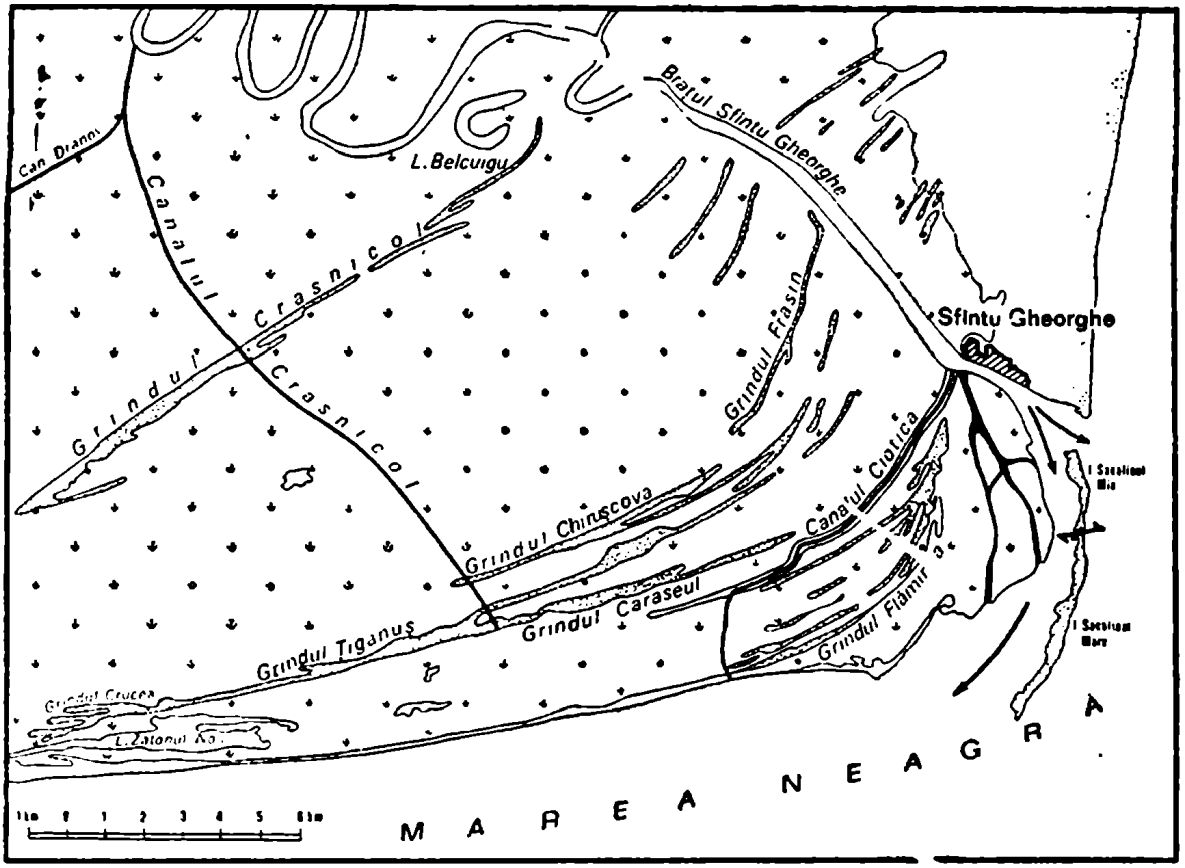


Fig. 15. Schema zonei gurilor brațului Sfîntu Gheorghe, cu lagune și Insula Sacalinul Mic și Sacalinul Mare.

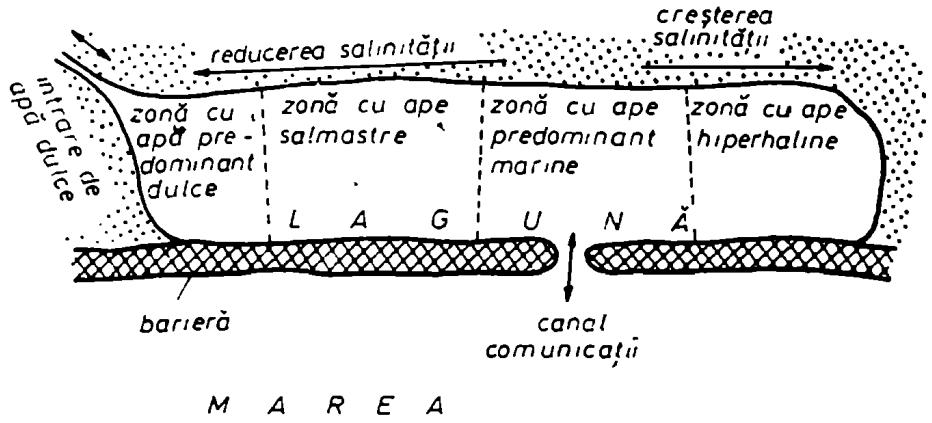


Fig. 16. Reprezentarea schematică a unei lagune arătînd formarea a patru tipuri de condiții ale mediului acvatic, cu salinități diferite. (După Barnes, 1980).

mai înainte. Acești curenți, aducînd la suprafață mari cantități de nutrienți, determină o neobișnuită productivitate a zonelor respective ale oceanului. De pildă una din cele mai importante zone de pescuit din Oceanul Planetar se află în Pacific, în lungul coastelor Americii de Sud, ca urmare a curenților ascendenți de aici. Aici, pe seama peștilor, se instalează pe insule ca și pe continent uriașe colonii de păsări ihtiofage și se formează mari depozite de guano.

Rolul ecologic al curenților descendenți, atît în oceane cît și în lacuri, nu este mai puțin important. Pe această cale oxigenul este transportat spre păturile profunde ale apelor, făcînd posibilă desfășurarea vieții ben-

torice, implicit a mineralizărilor care eliberează nutrienții ridicați spre suprafață prin curenții ascendenți.

Cursurile de apă, ca și curenții, au un rol însemnat și în transportul organismelor, cu implicații asupra capacității productive a apelor și răspîndirii geografice a diferitelor specii.

Se știe că planctonul rîurilor (potamoplancton) este sărac în specii caracteristice. Majoritatea elementelor planctonice din rîuri și fluvii provin din apele stătătoare care au legătură cu rîul respectiv. În perioada apelor scăzute ale unui fluviu, apele din bălțile adiacente se scurg spre fluviu, aducînd cu ele un bogat fito- și zooplancton. De asemenea, alge ca și fauna măruntă din bioderma de pe fundul rîurilor, sînt adesea desprinse și antrenate de ape. Ele pot fi transportate pe distanțe de sute sau mii de km. În timpul creșterii apelor planctonții din rîu pătrund în bălțile din luncile inundabile.

Curgînd de la sud spre nord sau, de la nord spre sud, apele fluviilor pot transporta numeroase organisme în zone cu alte latitudini, contribuind la răspîndirea biogeografică, la extinderea arealului multor specii. Adesea curenții antrenează adevărate insule plutitoare, rupte de ape din plaurii plutitori sau din malurile fluviilor. Se admite că pe această cale au pătruns maimuțele din Africa în America de Sud, datorită curenților oceanici (Russell, 1977).

Structura planctonului oceanic este, de asemenea, puternic influențată de curenți. Diferiți curenți oceanici au un plancton propriu, în funcție de temperatura curentului.

În curenții reci, care se îndreaptă dinspre nord spre Ecuator, grupul dominant îl reprezintă diatomeele, pe cînd în curenții calzi, ecuatoriali, grupele de alge dominante sînt *Coccolithophoridae* (flagelate foarte mici, aparținînd crysomonadinelor, cu schelet calcaros) și dinoflagelatele (peridinee) care reprezintă hrana esențială a multor pești planctonofagi (specii de hamsii, de sardine).

O dovadă a rolului curenților în productivitatea biologică a oceanelor o constituie și faptul că acolo unde curenții lipsesc, viața este foarte săracă. Ilustrarea acestui fapt o reprezintă Marea Sargaselor — o zonă din Atlantic, situată între America de Nord și America de Sud, în mijlocul unui uriaș vîrtej al curenților circulari care reprezintă de fapt limitele, „malurile" acestei mări. Caracteristica acestei zone constă în masa plutitoare a algelor din genul Sargassum.

Din mai multe specii de Sargassum descrise, doar două sînt pelagice, celelalte reprezintă plante rupte din zonele litorale ale insulelor Antile de către Curentul Golfului și care continuă să trăiască și chiar să se dezvolte. Componența acestei biocenoze este foarte săracă — cîteva alge epifite de mici dimensiuni, cîteva specii de animale sesile și sedentare (celenterate, polichete, briozoare, izopode, moluște) și puține specii nectonice (crevete și peștișori — aceștia din urmă din grupul lofobranhiilor, se remarcă prin fenomenul imitației — culoarea și forma corpului lor, imitînd fragmente de alge) (Zernov, 1949 ; Pérès, 1961).

Unul din cele mai însemnate efecte ecologice ale mișcării cu caracter de regim al apelor îl constituie adaptările foarte variate ale plantelor și animalelor la viața în apele curgătoare sau la condițiile de dezgolire periodică a unor teritorii în urma oscilațiilor de nivel ale apei (zona mareelor, zone inundabile).

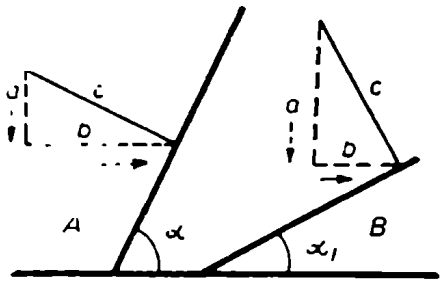


Fig. 17. Descompunerea forței de presiune a apei curgătoare asupra organismelor, în funcție de înclinarea suprafeței corpului. La înclinare mare (B) componenta verticală (A) crește.

Deoarece descrierile amănunțite ale multora din aceste adaptări sînt date în toate tratatele și manualele de hidrobiologie, vom menționa doar mijloacele diferite prin care se realizează asemenea adaptări.

Rostul adaptărilor la apele curgătoare este de a împiedica antrenarea organismelor prin mișcarea apei. Aceasta se realizează prin mijloace diferite (fig. 17 și 18) :

— turtirea dorso-ventrală a corpului care scade forța de antrenare a apei (multe larve de efemeroptere, plecoptere) ;

— dezvoltarea unor ventuze cu care organismele se fixează de substrat (stînci, eventual plante). Asemenea adaptări se găsesc la larve de *Blepharoceridae* (diptere), la unele hirudinee ;

— cîrlige diferite care permit fixarea de substrat, de obicei a extremității posterioare a corpului, restul corpului rămînînd liber în torent (multe larve de diptere din familiile *Chironomidae, Simulidae*) ;

— construirea de căsuțe din nisip sau pietriș, fixate de substrat (unele chironomide din tribul Tanytarsini, unele trichoptere) ;

— construirea de căsuțe mobile, dar din pietricele mai mari, sporind greutatea căsuțelor (unele trihoptere) ;

— reducerea dimensiunilor corpului ceea ce reduce presiunea apei asupra lui (mulți hidracarieni torenticoli — este o trăsătură comună pentru multe grupe de animale din apele curgătoare).

Oscilațiile de nivel cu periodicitate zilnică (mareele) sau sezoniere (viiturile apelor curgătoare) determină modificări periodice foarte profunde pentru numeroși factori ecologici — umiditatea, temperatura, lumina, oxigenul etc. Adaptările din aceste zone sînt de așa natură încît să permită organismelor acvatice supraviețuirea în perioada de retragere a apelor pînă la o nouă perioadă de acoperire cu apă. Vom menționa categoriile de adaptări întîlnite mai frecvent.

În zona mareelor :

— adaptări variate, comportamentale, fiziologice, morfologice menite să mențină balanța termică a animalelor (vezi paragraful privind temperatura) ;

— în zone stîncoase, adaptări menite să reziste la forța de spălare a valurilor provocate de maree — fixarea de stînci, adăpostire în găuri, crăpături etc. (cirripede, crabi, echinoderme etc.) ;

— îngropare în nisip, pentru a se feri de uscare (numeroși crustacei, unii viermi etc.) ;

— închiderea ermetică a cochiliilor pentru a menține un volum de apă indispensabil respirației (cirripede, unele moluște).

În zonele inundabile ale apelor curgătoare periodicitatea inundațiilor și caracterul lor diferă de la fluviu la fluviu deoarece depind de structura geomorfologică și climaterică a bazinului fluvial dat. De pildă Dunărea înregistrează, în general, două perioade de viituri (creșterea apelor) :

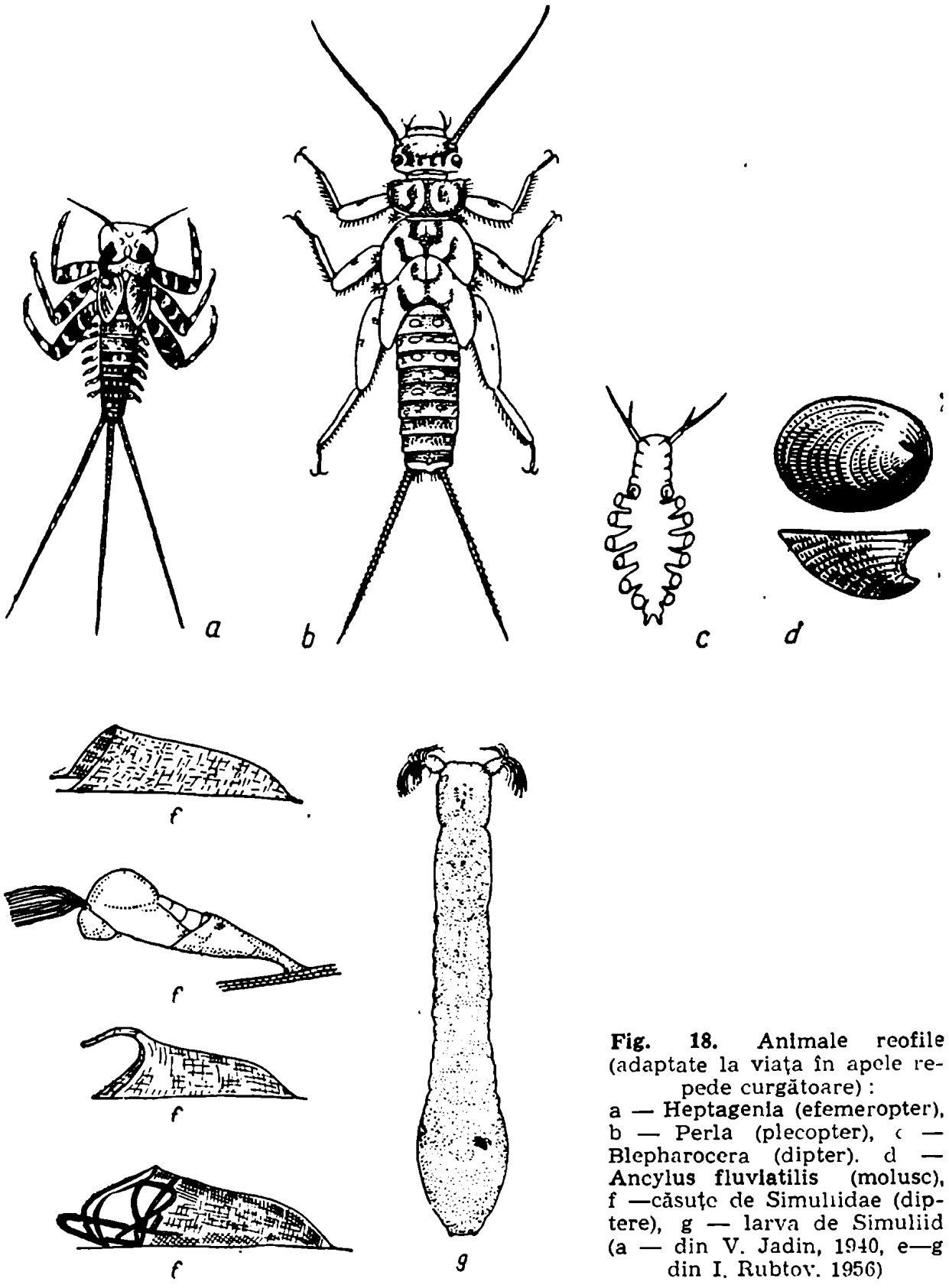


Fig. 18. Animale reofile (adaptate la viața în apele repede curgătoare) : a — Heptagenia (efemeropter), b — Perla (plecopter), c — Blepharocera (dipter). d — Ancylus fluviatilis (molusc), f —căsuțe de Simuliidae (diptere), g — larva de Simuliid (a — din V. Jadin, 1940, e—g din I. Rubtov. 1956)

prima — de primăvară, legată de ploile de primăvară și de topirea zăpezilor și a gheții din Alpi și a doua perioadă, legată de sezonul ploilor de toamnă.

Perioadele cînd se produc viiturile, durata și mărimea lor, și deci perioada de timp care desparte cele două viituri variază în limite largi, depinzînd de condițiile climaterice.

În esență, adaptările plantelor și animalelor din zonele periodic inundate au rostul de a permite supraviețuirea organismelor mai ales în perioada care desparte cele două viituri.

Plantele acvatice rezistă prin rizomi și își schimbă profund morfologia, dînd modificații caracteristice (*Sagittaria*, specii de *Polygonum*, *Nuphar* etc.).

Principala adaptare a animalelor constă în îngroparea în nămol cu atît mai adînc cu cît perioada de uscăciune este mai lungă (oligochete, unele moluște bivalve, unele larve de chironomide și chiar unii pești — cum este caracuda).

Periodicitatea fluctuațiilor de nivel influențează profund întreaga desfășurare a vieții din ecosistemele acvatice ale zonei inundabile, imprimînd un anumit ritm desfășurării proceselor biologice esențiale — ritmul de creștere a plantelor acvatice, perioada de înflorire, perioada de reproducere a multor animale (nevertebrate, pești, păsări).

FACTORI FIZICI

TEMPERATURA

Este unul din principalii factori ecologici care intră în categoria factorilor fizici și care, prin fluctuațiile cu caracter de regim, incluse într-o gamă foarte largă de domenii de fluctuație (gamă dependentă de poziția geografică pe glob, de expoziție, altitudine etc.) sau prin oscilații cu caracter de zgomot, condiționează direct și în corelație cu alți factori fizici, chimici, mecanici, structura biocenozelor din ecosistemele terestre și acvatice naturale, induce elaborarea adaptărilor la nivelul populațiilor naturale care să asigure persistența acestora în condițiile fluctuațiilor temperaturii, determină modularea în timp și spațiu a parametrilor structurali și funcționali ai populațiilor naturale din componența biocenozelor și deci rolul ecologic al acestora în funcționarea ecosistemelor și, în consecință, contribuie la delimitarea domeniului de stabilitate în care se realizează tranzițiile de stare ale fiecărui ecosistem.

Diferențierea domeniilor de fluctuații precum și fluctuațiile cu caracter de zgomot ale temperaturii, compatibile cu menținerea formelor de viață în stare activă sau latentă, se realizează, pentru lumea vie de pe planeta noastră, într-un domeniu general, a cărui limită inferioară absolută se apropie de zero absolut (—273 °C) iar limita superioară absolută depășește 100 °C.

Trebuie să specificăm că limitele absolute, inferioară și superioară, nu sînt suportate decît de un număr restrîns de specii care posedă adaptări deosebite, ce conferă acestora și indivizilor componenți, o mare plasticitate, ce se concretizează în existența mai multor domenii de stabilitate. Domeniul de stabilitate al acestor specii care le asigură conservarea la temperaturi foarte scăzute, apropiate de —273 °C sau foarte ridicate (>100 °C), este cunoscut ca stare de anabioză sau criptobioză.

În această stare, schimburile metabolice aproape încetează sau devin complet nedecelabile, structurile biologice menținîndu-se timp îndelungat (cu excepția temperaturilor >100 °C care pot fi suportate pe intervale foarte scurte de timp) pentru ca, în condiții favorabile de temperatură și umiditate, activitatea să fie reluată.

În stare de criptobioză se află, de pildă, sporii unor bacterii, ciuperci, ai unor plante verzi, semințe, ouăle de rezistență ale unor animale evo-

luate (cladoceri, filopode). Alte organisme pot trece în stare de criptobioză în orice moment al vieții, fapt constatat la unele bacterii iar dintre metazoare este bine cunoscut la rotiferi, nematode și tardigrade.

În cadrul limitelor de fluctuație a temperaturii se pot diferenția două categorii de domenii :

— domenii compatibile cu stări active ale populațiilor și indivizilor componenți ;

— domenii în care fluctuațiile de temperatură induc stări de viață latentă în diferite grade, mergînd pînă la criptobioză (fig. 19).

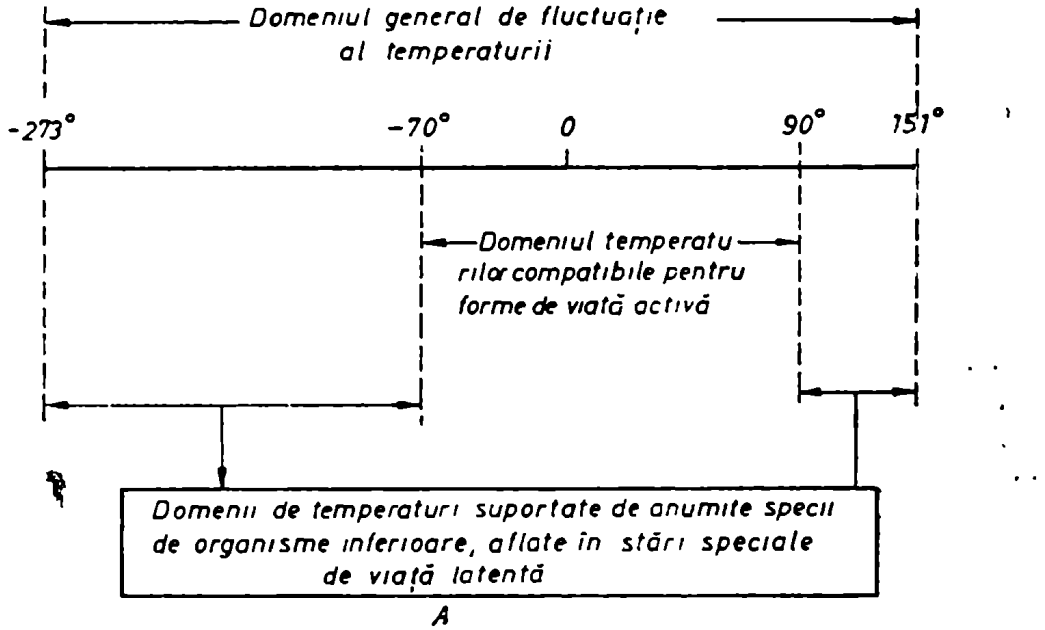


Fig. 19, a — Domeniul de fluctuație al temperaturii compatibil cu menținerea formelor de viață.

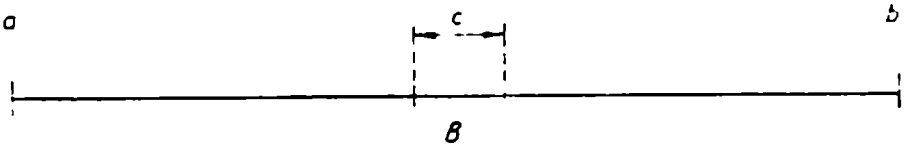


Fig. 19, b — Domeniul de temperaturi în limitele căruia o populație naturală își poate desfășura activitatea : a. limita inferioară de toleranță; b. limita superioară de toleranță; c. zona optimului termic.

În general limitele domeniilor de fluctuație ale temperaturii care induc stări active sau latente la populațiile naturale sînt cunoscute ca limite de toleranță.

Temperaturile negative cuprinse între —60 și —70 ° suportabile de unele specii de mamifere și păsări, pot fi considerate ca limită inferioară absolută de toleranță a vieții active, iar temperaturile cuprinse între 80 și 90 °C, suportabile de unele specii de bacterii și cianoficee, pot fi considerate ca limită superioară absolută de toleranță a vieții active. Pentru marea majoritate a speciilor animale și vegetale, limita superioară de toleranță se situează în jurul temperaturii de 50 °C. Se înțelege că domeniile de fluctuație ale temperaturii care induc stări de viață latentă apar fragmentate în două sectoare care au ca limite externe absolute, limitele domeniului general de fluctuație a temperaturii și ca limite interne, limi-

tele inferioară și respectiv superioară absolute ale domeniilor compatibile cu viața activă (fig. 19). Desigur, fiecărei specii sau chiar populații naturale îi este caracteristic un anumit domeniu de temperaturi (limite de toleranță termică), pentru viața activă și respectiv pentru viața latentă, incluse în limitele absolute și generale menționate anterior. Mai mult, trebuie să se înțeleagă că în cadrul limitelor de toleranță, specifice fiecărei populații naturale, se pot diferenția domenii particulare fiecărui stadiu de dezvoltare sau fiecărei categorii de indivizi (morfe) din componența acestora.

Se cunoaște faptul că la multe populații animale ouăle de rezistență au limite de toleranță mai largi decît adulții, iar aceștia au limite de toleranță termică mai largi decît stadiile tinere. Imaginea pe care ne-am format-o astfel se va apropia mai mult de realitate, dacă vom ține seama de faptul că limitele de toleranță termică sau amplitudinea domeniilor de fluctuație ale temperaturii, caracteristice fiecărei populații naturale sau subunități ale acestora, se vor modifica în timp, în funcție de interacțiunea temperaturii cu alți factori ecologici (în special, umiditatea).

Rămînînd asupra domeniilor de fluctuație ale temperaturii, în care populațiile naturale își pot desfășura activitatea, trebuie să diferențiem și să caracterizăm cîteva elemente care ne vor permite să apreciem mai corect efectele fluctuațiilor de temperatură, atît în ceea ce privește răspîndirea geografică, cît și în realizarea rolului ecologic de către fiecare populație.

- *Temperatura optimă* pentru un organism sau o populație este cea la care procesele metabolice și deci întreaga activitate, creșterea și dezvoltarea se produc cu cele mai mici pierderi de energie. Deoarece toate procesele amintite sînt de natură enzimatică, iar enzimele funcționează cu randament optim într-o anumită zonă a variației termice, temperatura optimă va fi tocmai temperatura din această zonă. Apare clar că, în diferite faze de dezvoltare individuală, deci pentru indivizi de vîrste diferite, la care și activitățile enzimatice esențiale sînt diferite, temperatura optimă va fi și ea diferită. De aici decurge și o altă consecință : temperatura optimă fiziologică nu este totdeauna identică cu temperatura optimă ecologică care este cea la care activitatea unei populații cu structură complexă, constituind diferite categorii de indivizi, se desfășoară cu minim de pierderi energetice.

De subliniat că, populațiile sînt adaptate la un anumit regim termic optim, deci la o anumită amplitudine a variațiilor de temperatură și nu la o anumită temperatură constantă. În adevăr, după cum arată Sușcenia (1978), la temperatură variabilă în zona optimului termic al speciei, parametri eco-fiziologici se îmbunătățesc față de valorile lor la temperatură constantă.

- *Temperatura zero a dezvoltării și temperatura eficientă.* Procesele metabolice se desfășoară în mod normal la temperaturi la care apa este în stare lichidă — deci între 0 °C și 100 °C, cel mai adesea între 0 °C și 50 °C. Dar, după cum s-a arătat și mai înainte, în acest interval procesele dezvoltării și activității normale se desfășoară la temperaturi caracteristice pentru fiecare specie. La diferite specii dezvoltarea și activitatea individuală se pot desfășura numai începînd de la o anumită temperatură minimă, denumită *temperatura zero a dezvoltării.* Sub această temperatură, dezvoltarea nu mai are loc. De pildă, la specia *Propsilocerus danubialis (Diptera,* fam. *Chironomidae)* din Delta Dunării, temperatura zero

a dezvoltării, este cam de 3 °C. La Drosophila, această temperatură este de 13,5 °C. Temperaturile situate deasupra lui zero ecologic şi la care dezvoltarea se desfăşoară normal, poartă numele de *temperatură eficientă* şi reprezintă diferenţa dintre temperatura la care se află organismul (T) şi temperatura zero a dezvoltării (K). Un organism îşi desăvîrşeşte dezvoltarea şi deci poate ajunge la reproducere dacă, în condiţiile biotopului dat, este întrunită o anumită sumă a temperaturilor zilnice eficiente (S), sumă care reprezintă o caracteristică a speciei. Această sumă se poate calcula după formula :

$$S = (T—K)D$$

unde D este numărul de zile. De aici rezultă că, dacă nu este întrunită suma de zile — grade, necesare dezvoltării normale, specia nu se va putea instala în ecosistemul dat. Deci, aceasta reprezintă un factor important care poate limita răspîndirea geografică a multor specii. De subliniat că, formula dată este valabilă în condiţiile în care toţi ceilalţi factori sînt în limite normale. De pildă, condiţii de hrană nefavorabile pot determina prelungirea duratei de dezvoltare chiar dacă temperatura este satisfăcătoare.

Dacă suma temperaturilor zilnice eficiente este suficient de mare, unele specii pot avea două sau mai multe generaţii pe an, după condiţiile climaterice locale. Se înţelege că numărul de generaţii pe an se reflectă direct în procesul producţiei biologice a populaţiei date.

Căile de adaptare la acţiunea temperaturii. Atunci cînd variaţiile de temperatură au o anumită regularitate şi deci sînt previzibile cînd au caracter de regim (vezi pag. 45), selecţia duce la elaborarea diferitelor strategii (căi) şi mijloace de adaptare morfologice, fiziologice, comportamentale care, cel mai adesea, sînt strîns corelate între ele şi cu greu ar putea fi tratate separat.

Rostul acestor adaptări prin care organismele fac faţă variaţiilor de temperatură este de a menţine balanţa termică a fiecărui individ, care poate fi exprimată prin ecuaţia, foarte generală :

intrările de energie = pierderi de energie

Transferul de energie dintre organism şi mediul ambiant, deci intrările şi ieşirile (pierderile) de energie, se poate produce pe mai multe căi. Una din cele mai importante este radiaţia.

Energia radiantă este reprezentată prin energia luminii solare directe, reflectate, difuze (vezi pag. 161), prin energia radiaţiilor infraroşii (termcie) emise în mod spontan de orice corp din natură, aflat la temperatura pozitivă faţă de zero absolut.

O altă cale de transfer a energiei o reprezintă conducţia (conductibilitatea) termică, constînd în faptul că dacă un organism este în contact direct cu un corp mai rece decît el, se va produce un transfer de căldură de la organism la acel corp, iar în cazul cînd corpul respectiv este mai cald decît organismul, transferul se va produce către organism.

O a treia cale de transfer a energiei o reprezintă convecţia, care se produce în cazul cînd mediul, avînd o temperatură diferită de a organismului, se află în mişcare în jurul organismului prin deplasarea mediului (vînt, curent de apă) sau a organismului.

Evaporarea, ca şi evapotranspiraţia, reprezintă o cale importantă de pierdere a energiei de către organisme.

Amintim căldura metabolică rezultată din procesele metabolice, reprezentînd o sursă importantă de energie a organismelor. Pentru menținerea balanței termice, adaptările organismelor trebuie să fie de așa natură încît pierderile de energie, pe orice cale s-ar produce, să fie compensate prin intrări de energie.

Domeniul de temperaturi sau limitele de toleranță pentru viața activă sau latentă, specific fiecărei populații sau specii, reprezintă adaptări ale acestora la fluctuațiile cu caracter de regim ale temperaturii în cadrul ecosistemelor sau ecosistemului care integrează specia sau populația dată, adaptări care sînt condiționate de adaptări corelate, morfologice, fiziologice, comportamentale, și care, în fond reprezintă mecanisme de răspuns ale speciei sau populației.

Adaptări morfologice : reducerea sau creșterea suprafeței de schimb a energiei calorice :

a. Regula lui Bergmann — se referă la relația dintre temperatura mediului ambiant și talia în grupul animalelor homeoterme. Observații empirice arată că într-un grup sistematic dat, animalele din regiunile nordice au talia mai mare decît din regiunile sudice. Explicația acestui fenomen stă în necesitatea de reducere a pierderilor de energie prin suprafața corpului, necesitatea mai mare în regiunile cu temperaturi medii mai scăzute. Se știe că, volumul și masa unui corp cresc proporțional cu dimensiunile liniare la puterea a treia, iar suprafața — proporțional cu aceleași dimensiuni la pătrat. Deci, un animal mai mare (ca volum și greutate) va avea suprafața relativ mai mică și va pierde mai puțină căldură decît un animal mic. Termoreglarea la animalele mai mari devine mai ușoară și mai eficientă.

Numeroase fapte confirmă această regulă. Un exemplu bine studiat îl reprezintă grupul pinguinilor. Pinguinul imperial *(Aptenodytes forsteri)* trăiește în Antarctica, se reproduce pe țărmurile Antarctidei, într-o climă extrem de rece. Dimensiunile lui sînt cele mai mari din tot grupul : lungimea 100—120 cm, greutatea medie 34 kg. *A. patagonica* răspîndit la nord de paralela 55° (emisfera australă) are 90—100 cm lungime și 15—17 kg greutate. Mergînd spre nord (deci spre temperaturi medii tot mai ridicate), speciile de pinguini sînt alcătuite din indivizi tot mai mici, cea mai mică dintre ele, un pitic al pinguinilor, fiind în insulele Galapagos (zona ecuatorială) : *Spheniscus mendiculus* — lung sub 60 cm și greutate doar de 4—5 kg.

Deși lista faptelor în sprijinul regulei lui Bergmann s-ar putea mări considerabil, trebuie subliniat că există și numeroase excepții. Astfel un exemplu semnificativ îl reprezintă porumbeii gigantici, nezburători, care au trăit pe micile insule din Oceanul Indian — Reunion, Mauritius și Rodriguez (în zona tropicală, în apropiere de Madagascar) care au dispărut acum aproximativ două secole. Demn de menționat este și faptul că cele mai mari păsări actuale — diferite specii de struți, trăiesc în zonele calde și nu în cele reci cum ar prevedea regula lui Bergmann. La fel, de pildă, cele mai mari feline trăiesc astăzi doar în zonele calde.

Cercetările privind fauna abisală arată complexitatea corelațiilor dintre talia animalelor și condițiile lor de viață. Astfel se constată că, în cazul moluștelor bivalve, dimensiunile medii ale formelor abisale sînt mai mici (Allen, 1979 ; Oliver, 1979). Acest fapt se atribuie, de obicei, resurselor mai scăzute de hrană. Dar cercetarea unui bogat material arată că scăderea, cu adîncimea, a taliei echinodermelor și decapodelor este nesemnifi-

cativă statistic, iar dimensiunile medii ale macrobentosului nu sînt corelate cu adîncimea deşi, de la adîncimea de 400 m la 4 000 m, rezervele de hrană scad cu 2 ordine. În acelaşi timp, talia peştilor creşte în mod semnificativ (corelaţia dintre greutatea medie W şi adîncimea Z este $W = 0{,}109\ Z + 15{,}65$ iar coeficientul de corelaţie este 0,66). Acest din urmă fapt este pus pe seama strategiei nutriţiei sau a dezvoltării ontogenetice (Polloni Pamela, Haedrich, Rowe, Ceifford, 1979).

Cercetarea taliei zooplanctonţilor (M. Lynch, 1977) arată că ea depinde de structura particulelor nutritive (dimensiunile şi proporţiile dintre particule de diferite dimensiuni), precum şi de presiunea duşmanilor asupra indivizilor de diferite clase de dimensiuni. S-a putut arăta că, pentru fiecare combinaţie a valorilor celor doi factori (dimensiunea particulelor nutritive şi presiunea duşmanilor asupra unei anumite clase de dimensiuni a zooplanctoniţilor) există tendinţa de realizare a unei talii de dimensiuni optime (medii) şi nu maxime.

Aceste fapte arată că problema taliei animalelor (atît homeoterme cît şi poichiloterme) este mai complexă decît ar rezulta din aplicarea simplistă a regulei lui Bergmann. Talia unui animal reprezintă o adaptare complexă la dezvoltarea căreia contribuie numeroşi factori. În relaţiile cu duşmanii — în multe cazuri, talia mare reprezintă un avantaj selectiv important, ca şi în relaţiile cu prada (hrana). Uneori, din contra, talia mică poate reprezenta un avantaj. Cantitatea şi calitatea hranei disponibile, lipsa duşmanilor, densitatea — pot, de asemenea, influenţa sensul evoluţiei taliei animalelor.

Deci, trebuie subliniată necesitatea examinării taliei animalelor, nu numai prin prisma influenţei temperaturii, ci în corelaţie şi cu alţi factori, mai ales cei biologici.

b. Regula lui Allen — este o consecinţă a regulii precedente şi stabileşte faptul că, în zonele reci, dimensiunile apendicelor la mamifere sînt mai reduse : cozile mai scurte, picioarele şi urechile mai mici, botul mai scurt. În acest fel, suprafeţele de pierdere a căldurii sînt reduse, înlesnind procesele de termoreglare. Exemplul clasic care ilustrează această regulă este cel al vulpilor ; vulpea polară *(Alopex lagopus)* are urechile foarte mici, botul scurt, capul în general rotunjit ; vulpea saharianã, *Megalotis zerda,* are botul alungit, iar pavilioanele urechilor foarte mari ; vulpea europeană, *Vulpes vulpes,* reprezintă o formă intermediară.

Adaptări la temperaturi ridicate. În aceste condiţii care au loc în zonele tropicale, iar în timpul verii şi în zonele temperate, sensul general al adaptărilor este de a menţine balanţa termică prin reducerea intrărilor de energie şi sporirea pierderilor.

La începutul acestui capitol au fost amintite o serie de animale şi vegetale care trăiesc în ape termale, a căror temperatură poate atinge 90 °C. Nu se cunosc mecanismele fiziologice sau biochimice care permit această adaptare.

În zonele deşerturilor tropicale, unde temperatura este ridicată mai ales la suprafaţa solului nisipos şi energia radiantă a soarelui este de o mare intensitate, se dezvoltă numeroase adaptări de naturi diferite, permiţînd evitarea supraîncălzirii. Astfel, la o serie de coleoptere deşertice, supraîncălzirea este evitată pe mai multe căi : dezvoltarea sub elitre a unei cavităţi în care aerul, avînd o conductibilitate termică foarte scăzută, formează un bun strat termo-izolant ; alungirea picioarelor, permiţînd distanţarea corpului de suprafaţa fierbinte a nisipului ; coloritul deschis

care sporește cantitatea de energie solară reflectată (totodată este și homocrom — sporind apărarea contra dușmanilor) ; acoperirea elitrelor cu un strat de perișori albi care mențin un strat de aer izolant și totodată reflectă multă lumină. La multe animale mici de deșert îngroparea în nisip apare ca o adaptare comportamentală frecventă, atît pentru evitarea supraîncălzirii cît și a dușmanilor. O statistică arată că, din 125 de insecte psamicole din Sahara, numai 3 specii (o furnică și două coleoptere) rămîn la suprafață cînd temperatura nisipului depășește 50 °C.

Adaptări fiziologice și comportamentale. Regula lui Van't Hoff, arată că viteza proceselor chimice crește cam de 2 ori (după A. C. Giese, 1968, de 2—4 ori) la creșterea temperaturii cu 10 °C. Regula este valabilă între anumite limite și ea arată că, în cazul scăderii temperaturii, viteza proceselor de dezvoltare scade și deci, durata vieții crește față de cea a organismelor asemănătoare din zonele mai calde. Creșterea longevității are consecințe complexe. Ea poate avea ca efect creșterea taliei, poate afecta structura pe vîrste a populației, dinamica acesteia. Proporția indivizilor maturi poate să crească ; de asemenea, pot fi afectate densitatea, proporțiile fazelor de dezvoltare, productivitatea, relațiile cu alte populații (hrană, dușmani).

Estivarea este o adaptare complexă comportamentală și fiziologică a numeroase specii de nevertebrate și vertebrate din zonele cu veri foarte călduroase și uscate. Animalele se ascund în diferite adăposturi (în sol, în frunzar sub rădăcinile arborilor etc.) unde temperatura este mai scăzută și mai puțin variabilă. În această stare, nutriția încetează, metabolismul scade mult.

Adaptări complexe se elaborează la multe nevertebrate din zona mareelor de pe coastele mărilor și oceanelor (B. C. Newell, 1976). În această zonă variază puternic, dar cu o anumită periodicitate, numeroși factori abiotici : temperatura, umiditatea, lumina, acoperirea cu apă, salinitatea. Aceste variații sînt nu numai în funcție de acoperirea cu apă, dar și de durata cît rămîn animalele descoperite, durată care, la rîndul ei, depinde de poziția locului unde se află animalul în zona supusă fluxului : în partea superioară a acestei zone, durata de retragere a apelor este maximă, ca și ridicarea temperaturii aerului și a substratului. Deci, stresul este multiplu și maxim în această parte a zonei și ceva mai blînd în partea inferioară.

Adaptarea animalelor în aceste condiții a evoluat pe mai multe căi (strategii ale adaptării), permițînd supraviețuirea populațiilor respective.

Una din aceste strategii, reprezintă evitarea activă a condițiilor nefavorabile. Astfel, specii ale crabilor din genul *Uca* trăiesc în găuri adînci, săpate în nisip, unde animalele sînt ferite de uscare. La scăderea apelor, animalele ies din galerii și migrează în porțiunea inferioară a zonei refluxului. Uneori, temperatura nisipului se ridică peste temperatura letală a crabilor : pentru *Uca annulipes,* temperatura letală este de 42 °C, iar temperatura nisipului se ridică pînă la 44,5—46 °C. În aceste condiții, crabii ies din galerii pentru a se hrăni, pentru scurt timp în care prin evaporare, temperatura corpului lor este redusă la 34—38,7 °C. Apoi, crabii se întorc în galeriile lor unde își restabilesc cantitatea de apă pierdută, după care pot întreprinde o nouă ieșire. La alte specii ale genului, acest comportament este completat cu retragerea în umbră, umezirea corpului (pentru o mai intensă evaporare), schimbarea culorii corpului (pentru o mai bună reflectare a radiațiilor), o anumită orientare față de Soare, față de vînt.

Prin toate aceste mijloace, crabii reușesc să reducă intrările de căldură, să sporească ieșirile și deci să mențină balanța termică a corpului la o temperatură sub cea letală.

O altă strategie constă în aceea că comportamentele adecvate sînt completate cu modificări structurale, morfologice, ca și de unele trăsături fiziologice, cuprinzînd menținerea balanței termice. Cercetări făcute mai ales pe moluște, arată că animalele din zona superioară a fluxului minimizează intrările de energie prin : reducerea suprafeței corpului față de volumul său, astfel reducînd influența termică a radiației incidente (compară cu regula lui Bergmann !), reducerea suprafeței de contact cu substratul, deci, evitînd încălzirea prin conducție ; reducerea intensității metabolismului, deci a respirației în timpul retragerii apelor.

În același timp, aceste animale sporesc pierderile de căldură prin : dezvoltarea diferitelor sculpturi pe cochilii (creste de diferite mărimi și forme) care, ținînd seama de orientarea lor față de radiația solară, sporesc pierderile de căldură prin convecție, fără a spori semnificativ suprafața de recepție a radiației, pierderea căldurii prin evaporarea apei ; dezvoltarea unui colorit viu-deschis al cochiliilor, care duce la sporirea radiației emise (reflectate) față de cea absorbită.

Trebuie menționat că, animalele instalate în zona superioară a fluxului, expuse unor mai largi variații ale factorilor fizici, au limite de toleranță termică mai largă decît cele din partea inferioară (adaptare fiziologică).

Căile de adaptare la temperaturi scăzute sînt și ele variate. La regulile menționate la începutul paragrafului privind influența temperaturii, trebuie adăugate alte căi fiziologice și comportamentale de adaptare la acțiunea temperaturilor scăzute.

Unele insecte acvatice în stadiu larvar (unele chironomide) supraviețuiesc chiar fiind incluse în gheață, datorită faptului că scăderea temperaturii duce la dezhidratarea țesuturilor, care are ca efect creșterea presiunii osmotice și scăderea punctului de congelare. Aceasta permite supraviețuirea speciilor date în apele continentale mici ale zonei arctice. La multe animale, ca și la unele alge, se constată sintetizarea în corp, la temperaturi scăzute, a unor substanțe antigel. Astfel, la himenopterul *Bracon cephi* se formează glycerol în concentrație de 25% care permite rezistența insectelor pînă la —20 °C (Canada).

Algele planctonice din apele oceanice reci sintetizează grăsimi, conținînd acizi grași foarte nesaturați (cu mai multe legături duble între atomii de carbon), fapt care sporește fluiditatea grăsimilor și scade punctul de congelare. Numeroase copepode planctonice care se hrănesc cu aceste alge, sintetizează diferite feluri de ceară (lipide reprezentînd esteri ai acizilor grași cu alcooli cu lanțuri lungi de carbon) în care intră acizi grași nezistenți scăzînd punctul de congelare. Sinteza lipidelor cu un mare grad de nesaturație apare ca o importantă adaptare care permite existența vieții la temperaturi scăzute și totodată determină o importantă producție de biomasă cu mare valoare energetică (Benson a. Lee, 1975 ; Lee a. Nevenzel, 1979).

Multe animale atît poichiloterme cît și homeoterme reacționează la scăderea temperaturii ambiante (însoțită de obicei și de schimbări ale altor factori, mai ales a hranei accesibile), prin trecerea la stări fiziologice și comportamentale speciale ca, de pildă, starea de amorțire, somn de iarnă și hibernare (Gh. Năstăsescu și I. Ceaușescu, 1976).

Starea de amorţire este frecventă la numeroase nevertebrate (viermi, moluşte, insecte în diferite stadii ale dezvoltării individuale) şi la vertebrate poichiloterme (peşti, amfibieni, reptile). Caracteristica acestei stări o reprezintă metabolismul extrem de redus şi, în consecinţă, temperatura corpului foarte apropiată de cea a mediului ambiant. Unele din aceste animale (peşti, unii şerpi) iernează în grupuri mai mari sau mai mici, în locuri mai adînci din apă (crapul, plătica) sau în sol, sub rădăcinile arborilor (unii şerpi).

Somnul de iarnă este starea în care o serie întreagă de mamifere, aşa numite heteroterme, supravieţuiesc în sezonul nefavorabil cu temperaturi scăzute. Caracteristica acestor animale este faptul că vara ele se comportă ca adevărate homeoterme, iarna însă nu-şi pot menţine temperatura relativ constantă a corpului, temperatură care coboară pînă la 5 °—10 °C.

Această adaptare la temperaturi scăzute o întîlnim la monotreme (echidna şi ornitorincul), la unele marsupiale (*Opossum* din America de Nord), la unele rozătoare (ex. veverita), unele insectivore (cîrtiţa), la unele chiroptere, edentate, la urşi (mai ales femelele).

Hibernarea se caracterizează prin faptul că temperatura corpului scade mult, apropiindu-se de cea a mediului ambiant, iar frecvenţa respiratorie şi ritmul cardiac, ca dealtfel şi alte funcţii importante se reduc considerabil (adesea de zeci de ori faţă de normal). Numeroase mamifere homeoterme sînt hibernante ca, de pildă, ariciul, o serie de specii de lilieci, marmote, popîndăi, pîrşi, diferite specii de şoareci, hîrciogul etc. De menţionat ca hibernarea o întîlnim şi la unele păsări (caprimulgul american — *Phalaenoptilus nutalli).*

În unele cazuri organizarea de grup a animalelor permite compensarea insuficienţei căilor fiziologice de rezistenţă la temperaturi scăzute. Astfel albinele în timpul iernii se aglomerează în stup, formînd un fel de ghem, în care prin contracţii musculare — „frison termoreglator" nu permit scăderea temperaturii sub 13 °C. În felul acesta, gruparea de organisme poichiloterme, printr-o anumită organizare a activităţii indivizilor componenţi, capătă însuşiri de homeoterme, elaborînd mecanisme termoreglatoare de grup.

În zona inundabilă a Dunării unde porcii domestici erau adesea lăsaţi pe grinduri şi în timpul iernii (se hrănesc mai ales cu rizomii diferitelor plante sau cu moluşte pe care le dezgroapă din mîl), cînd temperatura scade mult şi bate crivăţul, aceste animale se aglomerează în cîte o denivelare sau la adăpostul stufului, se strîng unul în altul şi rezistă bine la frig. Caii, care nu au acest comportament în asemenea condiţii, nu rezistă.

Migraţia de iarnă reprezintă o altă adaptare importantă prin care multe specii (mai ales de păsări) evită greutăţile iernii. În timpul iernilor boreale ele migrează spre sud, adesea pe distanţe foarte mari (mii şi chiar zeci de mii de km) în locuri unde se pot hrăni. Trebuie subliniat că migraţiile de iarnă ale păsărilor, ca dealtfel şi ale altor animale (unele mamifere), nu sînt determinate direct de acţiunea temperaturii scăzute, ci mai ales de lipsa de hrană : hrana acvatică devine inaccesibilă din cauza îngheţului, dispariţia insectelor în timpul iernii.

Migraţiile păsărilor reprezintă un fenomen biologic complex, pe care nu-l putem analiza aici sub toate aspectele. Vom releva doar unele implicaţii ecologice. Migraţiile de obicei sînt precedate de importante schim-

bări de comportament, regrupări ale indivizilor, organizarea grupărilor migratoare. Totodată, se produce o intensă acumulare de rezerve nutritive (grăsimi), mai ales la păsările care au de străbătut fără escală mari spații oceanice sau maritime. Păsările care migrează deasupra uscatului se opresc pe drum pentru alimentare. Dacă avem în vedere numărul imens de păsări care migrează periodic părăsind anumite ecosisteme și instalîndu-se în altele foarte îndepărtate sau hrănindu-se pe drum ca oaspeți de pasaj, ne putem da seama de schimbările periodice profunde pe care aceste migrații le produc în structura și funcționarea ecosistemelor implicate.

FOCUL CA FACTOR ECOLOGIC

Deși la prima vedere focul este un factor prin excelență destructiv, numeroase observații și cercetări speciale arată că — în anumite condiții — o anumită periodicitate (frecvență), foc iute și de scurtă durată, — acest factor capătă caracter de regim și are consecințe ecologice complexe.

Frecvența focurilor spontane este mai mare decît s-ar putea crede la prima vedere. De pildă în prerie, în 1965, s-a produs în medie, cîte un incendiu la fiecare 5 000 hă (Walter, 1974). De cele mai multe ori, incendiile spontane se datorează fulgerelor, iar statisticile arată că pe plan planetar, în fiecare secundă se produc aproximativ 100 fulgere (Smith, 1974). Datorită activităților umane, frecvența incendiilor în natură este în creștere.

În unele zone ca de pildă în savane, în afară de incendii spontane, se practică de secole și poate chiar de milenii, arderea anuală a ierburilor uscate (fig. 20 și 21). În Delta Dunării pescarii, de secole, dau foc stufului uscat (Botnariuc, 1976).

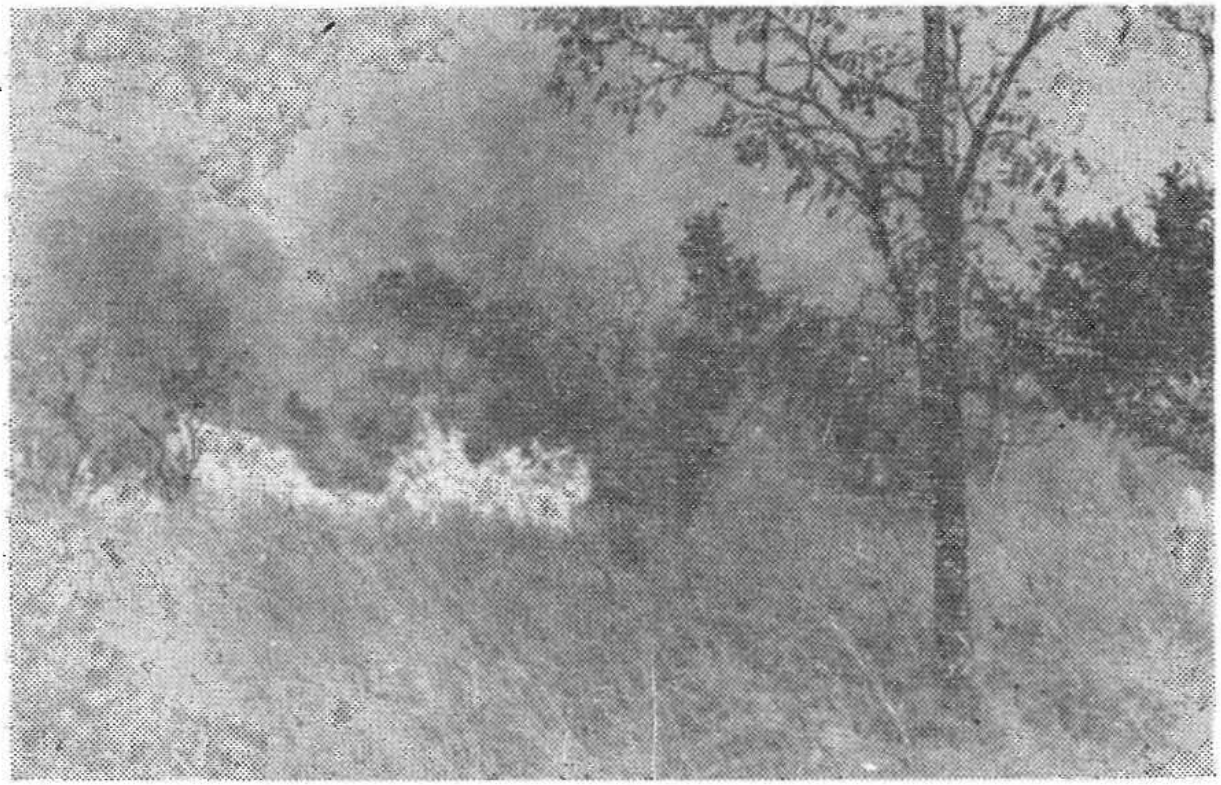


Fig. 20. Foc în savană (Foto N. Botnariuc).

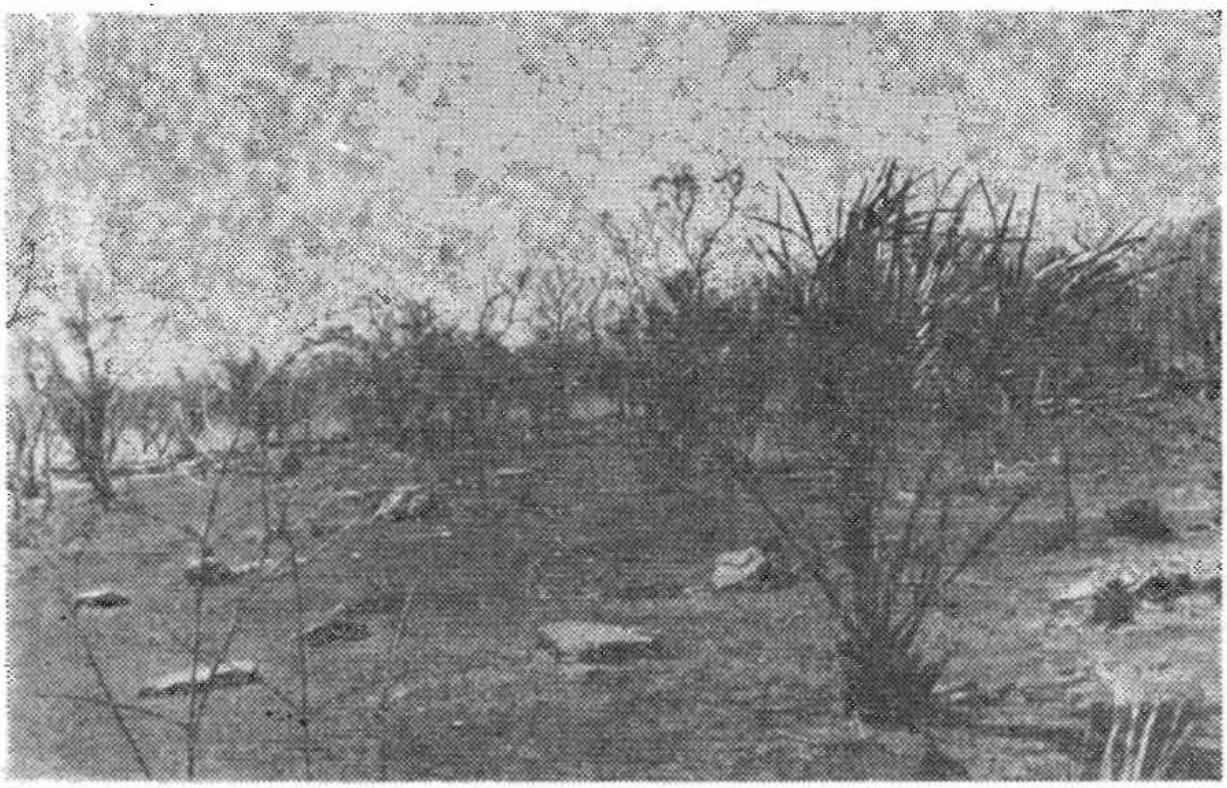


Fig. 21. După trecerea focului. Se văd termitiere și pietrele dezgolite de eroziune.

Cercetări efectuate în diferite zone climaterice arată că focul influențează puternic structura biocenozelor, succesiunea ecologică și productivitatea biologică, modificînd structura și însușirile solului, acționînd direct ca un factor de selecție asupra componentelor biocenozei sau concomitent pe ambele căi.

Efectele asupra însușirilor solului sînt profunde și diferă în diferite zone climaterice. De pildă, în zona Leningrad, în locurile arse, solul se îmbogățește în elemente alcaline, în compuși organici accesibili plantelor, ceea ce duce la dezvoltarea luxuriantă a ierburilor și la instalarea de specii nitrofile (de ex. smeurul). Pe soluri nisipoase lesne spălate de apă aceste efecte nu se produc (A. A. Nițenko, 1961).

În nord-vestul Canadei, în urma arderii pădurilor de *Picea mariana* se modifică o serie de însușiri ale solului : crește viteza de infiltrare a apei, temperatura solului vara devine mai variată decît în mod obișnuit, cu amplitudinea crescută a variațiilor, crește alcalinitatea, crește cantitatea de Ca, P mobilizabili, scade N mobilizabil (Scotter, 1964).

Practicarea extensivă și de lungă durată a focului în țările tropicale (Africa, Asia de Sud-Est), fie pentru arderea ierburilor, fie a pădurilor, în vederea eliberării terenurilor pentru extinderea culturilor agricole, determină schimbări profunde. În afara plantelor sînt distruse bacteriile din sol, rîme, insecte, rozătoare. Odată cu venirea sezonului ploios, mineralele solubile sînt spălate de pe solul neprotejat de învelișul vegetal. Rămîn în sol oxizii de Fe și Al. Arderile repetate duc la lateritizarea acestor soluri pe suprafețe imense. Solul se acoperă cu o crustă foarte tare, care nu permite dezvoltarea vegetalelor. Pădurea cedează treptat locul savanei, iar aceasta distrusă prin foc și pășunat nerațional, cedează teren în fața înaintării deșerturilor.

Dată fiind marea extindere și frecvența atît a incendiilor naturale cît și a celor provocate de om, nu este de mirare că multe ecosisteme forestiere (mai ales de conifere), savanele din diferite părți ale lumii și mai ales cele africane, au o structură determinată în mare masă de incendii (asociații pirogene) și cuprind numeroase specii rezistente la foc.

Oricît de paradoxal ar părea dar focul din savane — iute și violent, care la 0,5 m deasupra solului poate ridica temperatura pînă la 280—560 °C, iar la suprafața solului pînă la 70—100 °C timp de 2—3 minute, nu distruge toate plantele lemnoase sau ierboase, pier cele pirosensibile și supraviețuiesc o serie de specii care se dovedesc pirorezistente, datorită unor trăsături structurale adaptative.

Baobabul *(Adansonia),* atît de caracteristic savanelor africane, este pirorezistent datorită unei scoarțe foarte groase și lemnului spongios, saturat de apă. Nu este afectat de foc, cu atît mai mult cu cît în sezonul uscat el este lipsit de frunze. Și alți arbori din savane ca *Lophira alata, Khaya senegalensis,* specii de *Acacia,* euforbiacee arborescente, la fel rezistă bine la trecerea focului. În zona temperată diferite specii au rezistențe diferite la foc. Specii de *Salix* rezistă bine la focurile din Delta Dunării. În pădurile de conifere, cele mai rezistente se dovedesc a fi pinul și zada, iar cele mai sensibile — molidul și mesteacănul (Korciaghin, 1954). Mulți arbori supraviețuiesc incendiilor dar cu diferite vătămări, ceea ce determină atacarea lor de către diferiți dăunători.

În Delta Dunării, papura rezistă la incendiile de iarnă datorită faptului că mugurii ei sînt protejați de sol. Stufful tînăr care începe să crească încă din toamnă (șuliga) rezistă la temperaturile scăzute din iarnă, datorită faptului că mugurele central este protejat prin suprapunerea tecilor a numeroase frunze. Această adaptare la frig s-a dovedit utilă și față de acțiunea focului : aerul și umezeala cuprinse între straturile de frunze protectoare, reprezintă un excelent termoizolator, care permite supraviețuirea mugurelui. Oricît ar părea de curios, dar pentru unele specii de plante, focul a devenit o condiție a existenței lor.

În Australia, pentru o serie de specii din familiile *Proteaceae* și *Myrtaceae,* focul a devenit o necesitate. De exemplu, specii din genurile *Hakea, Xylomelum, Banksia, Callistemon* ale căror fructe ce atîrnă pe copaci și au înveliș lemnos foarte tare, nu se deschid decît dacă trec prin foc. După un timp, semințele cad în cenușa răcită, unde germinează (Walter, 1962). O asemenea adaptare specializată nu poate fi decît rezultatul unui îndelungat proces de selecție sub acțiunea de regim a incendiilor.

LUMINA

După criteriul originii surselor de lumină, se pot diferenția pentru planeta noastră trei categorii de surse :

a. Surse cosmice (Soare, stele din afara sistemului solar) care au la bază reacțiile termonucleare. În cadrul acestora, rolul principal în întreaga balanță energetică a planetei și în mod special a lumii vii îl deține Soarele.

b. Surse de natură biologică care au la bază fenomenul de bioluminiscență. Emisia de lumină își are originea în procese chimice care se desfășoară la nivel individual în cazul multor specii de nevertebrate și vertebrate.

c. Surse artificiale de lumină, consecință a unor procese tehnice determinate de activitatea omului.

In gama largă a spectrului radiațiilor electromagnetice care include radiații cosmice cu cea mai mică lungime de undă, raze gama, X, ultraviolete, spectrul vizibil, infraroșii, ultrascurte, unde din domeniul televiziunii, radio și electrice cu cea mai mare lungime de undă (λ), spectrul vizibil pentru ochiul omenesc reprezintă o zonă foarte restrînsă a domeniului, cuprinsă între 4 000—7 000 Å (Angström $= 10^{-1}$ μ) (fig. 22).

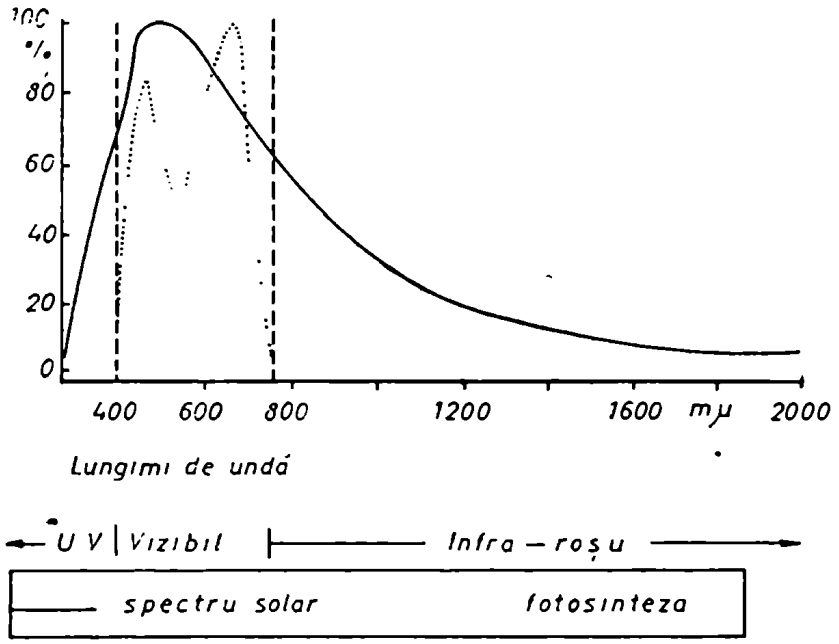


Fig. 22. Repartizarea energiei în spectrul solar și fotosinteza la plante de grîu la diferite lungimi de undă. Intensitatea maximă a fotosintezei se realizează la circa 670 mμ, iar scăderea ei din mijlocul spectrului vizibil corespunde cu lumina verde. (Din Sacchi și Testard, 1971).

Din punct de vedere ecologic, din spectrul radiațiilor electromagnetice interesează cu totul aparte spectrul vizibil, radiațiile electromagnetice incluse în acest domeniu restrîns îndeplinind două funcții esențiale în viața ecosistemelor naturale : informațională și energetică.

Radiațiile din spectrul vizibil permit perceperea lumii înconjurătoare, ceea ce deschide calea dezvoltării simțului și organului vederii, asigură comunicarea dintre indivizii aceleiași specii sau specii diferite (lumina emisă prin fenomenul de bioluminiscență) și prin cantitatea, calitatea și periodicitatea fluctuațiilor în timp, influențează desfășurarea diferitelor procese și activități biologice, determinînd dezvoltarea a numeroase adaptări. Caracterizînd astfel funcția informațională a luminii (radiațiile electromagnetice din spectrul vizibil), subliniem că această funcție este îndeplinită indiferent de sursa de origine și că, pentru anumite specii de animale, această funcție este îndeplinită chiar de radiații din ultravioletul apropiat.

Din punct de vedere ecologic, funcția energetică a luminii, constă în faptul că, energia radiațiilor din spectrul vizibil este folosită de către plante pentru fotoliza apei, reducerea CO_2 și deci pentru biosinteza de substanță organică, aceasta reprezentînd intrarea de energie în fluxul care se desfășoară în ecosistemele naturale și amenajate. Definind funcția ener-

getică a luminii în acești termeni este lesne de înțeles că numai lumina provenită de la Soare poate fi luată în considerare în cercetarea ecologică, funcția energetică a luminii de origine biologică și a celei artificiale fiind practic fără importanță pentru bilanțul energetic al biosferei.

În consecință, se poate aprecia că atît sub aspectul informațional cît și sub aspect energetic, determinantă pentru funcționarea ecosistemelor naturale și amenajate și a întregii biosfere, este sursa de lumină solară. Apreciind, în general, că sursa de energie solară este constantă și ținînd cont de faptul că poziția pe glob a fiecărui ecosistem este constantă, variația sezonieră și circadiană (zilnică) a energiei luminoase incidente în fiecare punct al planetei depinde, în esență, de poziția Pămîntului față de Soare și de rotația planetei, fenomene cu o riguroasă periodicitate.

Pentru un punct particular din spațiu, factorii locali (transparența aerului, apei) determină variații ale cantității de energie luminoasă incidentă, variații însă neesențiale pentru fluxul de energie al unității ecologice din acel punct.

În esență se poate aprecia că fluctuațiile în spațiu (neglijînd pentru început diferențierea pe verticală cu consecințe importante pentru ecosistemele acvatice) sînt determinate de latitudine, iar cele în timp, de mișcarea de revoluție și de rotație a planetei și au un pronunțat caracter de regim.

Pentru a surprinde efectele fluctuațiilor cu caracter de regim ale energiei luminoase asupra populațiilor și asupra structurii și productivității ecosistemelor acvatice și terestre, considerăm necesară tratarea diferențiată a celor două funcții esențiale.

Funcția energetică a luminii are importanță primordială pentru întreaga viață de pe planeta noastră. Cantitatea de energie solară (de la ultraviolet la infraroșu) care ajunge la straturile superioare ale atmosferei este de 2 calorii/cm^2/minut și reprezintă *constanta solară*. Cantitatea globală de energie care pătrunde în atmosfera Pămîntului este $2{,}5 \cdot 10^{18}$ calorii/minut. Trecînd prin atmosferă o parte din energie este absorbită de vaporii de apă (nori, ceață etc.), astfel încît la suprafața solului (la stratul autotrof) ajunge o cantitate mai mică — în medie 1,6 calorii/cm^2/minut ce variază în funcție de latitudine : în zonele nordice 40—50 kcal/cm^2/an, în cele temperate 80—100 kcal/cm^2/an, iar în deșerturile tropicale poate depăși 200 kcal/cm^2/an. Învelișul vegetal influențează sensibil cantitatea de lumină care ajunge la sol, pentru că o parte din radiații sînt reflectate de către plante (mai ales radiațiile infraroșii și verzi), o parte este absorbită și folosită în fotosinteză (mai ales radiațiile albastre (415—430 nm) și roșii (635—720 nm) și o parte trece prin frunziș, ajungînd la suprafața solului. Astfel, de pildă, în pădurile tropicale la sol ajung doar 100—160 kcal/cm^2/an.

În zona țării noastre, în Delta Dunării ajunge la sol energia luminoasă echivalentă cu 130 kcal/cm^2/an.

Deoarece cam 2/3 din suprafața Pămîntului sînt acoperite cu apă, pentru energetica biosferei este important de cunoscut cantitatea de energie ce pătrunde în apă.

Energia totală incidentă pe suprafața apei este de $1{,}4 \cdot 10^{12}$ cal/minut.

O cantitate importantă a energiei solare este reflectată de suprafața apei, parte care este variabilă în funcție de unghiul de înclinație a razelor.

Înălțimea soarelui (grade) 5, 10, 20, 30, 40, 50, — 90.

Cantitatea de lumină reflectată respectiv (%) 40, 25, 12, 6, 4, 3.

Cantitatea de lumină reflectată depinde şi de agitaţia apei : cu cît este mai agitată, este reflectată mai multă lumină.

Lumina care pătrunde în apă este absorbită diferenţiat, în funcţie de lungimea de undă, astfel încît în adîncime se modifică spectrul (fig. 23).

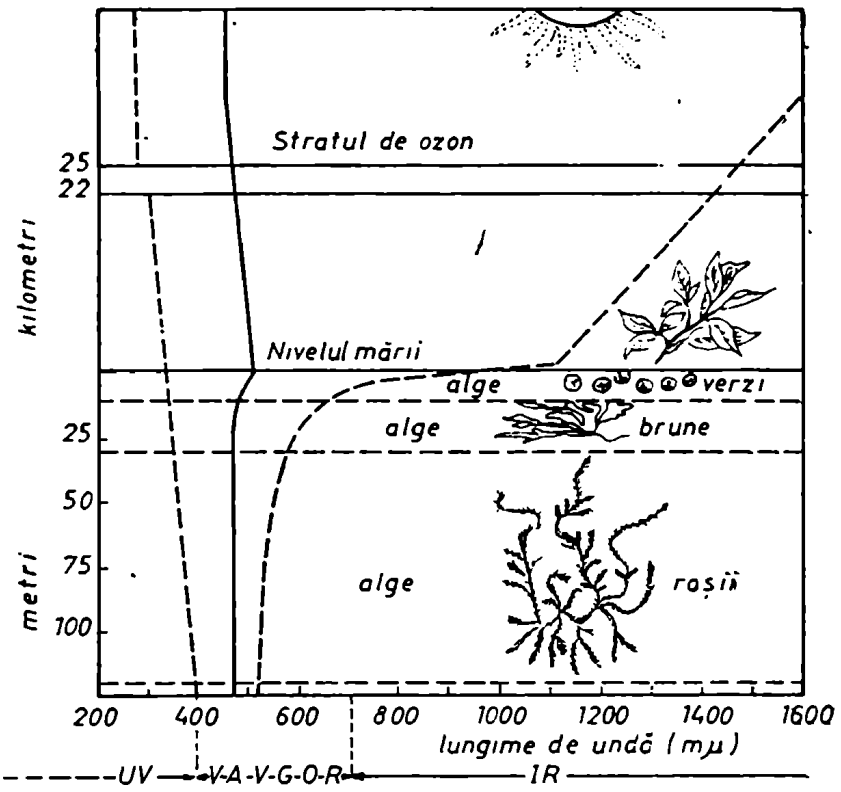


Fig. 23. Absorbţia radiaţiilor luminoase de către atmosferă şi apă. (Din Sacchi şi Testard, 1971).

Radiaţiile roşii sînt absorbite mai repede decît cele albastre sau verzi care pătrund la adîncime mai mare (circa 1 000 m). Radiaţiile verzi, de obicei nu pot fi utilizate de pigmenţii clorofilieni ai plantelor terestre sau acvatice de mică adîncime. De aceea algele de adîncime (maximum pînă la 500 m) posedă un pigment roşu (alge roşii) — ficoeritrina (Worrest, van Dyke, Thomson, 1978).

Deci, atît în cazul ecosistemelor terestre şi mai ales al celor acvatice (ghioluri, lacuri, mări, oceane) se poate evidenţia o diferenţiere a cantităţii şi calităţii de energie luminoasă pe verticală prin fenomene de absorbţie, reflecţie, refracţie şi dispersie.

Astfel, în lacuri cu ape avînd transparenţa scăzută (1—2 m, cu discul Sechi), la adîncimea de 1 m pătrunde 5—10% din energia incidentă, iar la adîncimea de peste 2 m pătrunde doar 0,003—0,01 cal/cm^2/minut. În lacuri mari şi curate, în mări cu transparenţa de 10—20 m, radiaţia solară la diferite adîncimi are următoarele valori, în cal/cm^2/minut : la 10 m — 0,05—0,1 ; la 20 m — 0,01—0,02 ; la 30 m — 0,0005—0,001 (Constantinov, 1972).

Din cauza variaţiei înălţimii soarelui deasupra orizontului în funcţie de latitudine, fapt care influenţează cantitatea de energie luminoasă reflectată de suprafaţa apei, precum şi cantitatea de energie care pătrunde în apă, ca şi în urma refracţiei şi dispersiei diferite în apă a radiaţiilor cu diferite lungimi de undă, durata perioadei luminoase în decurs de 24 ore variază cu adîncimea. De pildă, în zona mărilor tropicale de lîngă insula

Madeira, la adîncimea de 20 m, perioada luminoasă este de 11 ore (cu 4 ore mai scurtă decît la suprafață), la 30 m, durata luminii este doar de 5 ore, iar la 40 m — doar de 15 minute (Zernov, 1949). Evident, aceste valori se schimbă și cu latitudinea, scăzînd odată cu creșterea acesteia.

Această diferențiere, pe verticală a cantității de energie solară utilizabilă de către plante, determină o diferențiere structurală a asociației producătorilor primari și o diferențiere a ratelor de introducere a energiei în flux. Desigur, diferențierea structurală și funcțională în spațiul (orizontal și vertical) tridimensional al comunităților vegetale și corelat a celor animale este dependentă nu numai de variația energiei solare ci și de mecanismele de răspuns (adaptări) ale populațiilor naturale la fluctuațiile cu caracter de regim ale luminii. Mecanismele principale de răspuns elaborate la fluctuații ale luminii cu caracter de regim sînt reprezentate de : restructurări ale aparatului pigmentar, modificarea vitezei reacțiilor enzimatice, creșterea sau scăderea cantității de pigmenți fotosintetizatori și modificarea ponderii diferitelor tipuri de pigmenți. Astfel, cercetări experimentale privind adaptarea la lumină a fitoplanctonului marin (Berseneva, Sergheeva, Finenko, 1978) arată că, la 5 din 7 specii de diatomee și pirofite cercetate, intensitatea maximă a fotosintezei se realizează prin restructurarea aparatului pigmentar, ducînd la sporirea activității lui la intensitatea mai mare a luminii. La două specii, adaptarea la condiții diferite de iluminare se realizează prin modificarea vitezei reacțiilor enzimatice, iar concentrația clorofilei rămînea neschimbată. Se consideră că modalitatea de adaptare depinde, nu atît de poziția sistematică a speciei, cît de starea fiziologică a algelor.

Macrofitele marine de adîncime sau din locuri umbrite (grote) conțin o mai mare cantitate de pigmenți fotosintetizatori decît algele din locuri bine luminate. Cu scăderea cantității de lumină crește raportul dintre clorofila „b" față de R — ficoeritrina și de clorofila „a", scade raportul dintre carotenoizi și clorofile, ca și a clorofilei „c" față de clorofila „a" (Li, Titlianov, 1978).

Un fenomen asemănător se produce la zooxantelele (specia unică *Symbiodinium microadriaticum)* de pe coralieri ; la lumina slabă se produce creșterea cantității de pigmenți (clorofile și peridinine) și totodată agregarea lor (Titlianov, Zvalinskij, Leletkin, 1978).

În ceea ce privește radiația UV, creșterea intensității ei (de la 1,0 wt/m^2 la 1,4 wt/m^2) duce la scăderea concentrației clorofilei „a" în celulele algale, la scăderea biomasei, la creșterea indicelui autotrofiei (raportul dintre conținutul în substanță organică și clorofila „a") și la scăderea diversității speciilor. De menționat că sporirea intensității radiației UV se poate produce în urma distrugerii ecranului de ozon datorită unor poluanți ai atmosferei.

Rolul informațional al luminii. Radiațiile din zona spectrului vizibil (pentru ochiul omenesc) sau din afara acestei zone, permit viețuitoarelor, perceperea unor semnale ale lumii exterioare, semnale care determină (declanșează) anumite activități ale organismelor, anumite relații cu mediul abiotic sau biologic.

Efectul informațional cel mai general al luminii, pentru animale, constă în perceperea formelor, culorilor, mișcărilor obiectelor înconjurătoare, precum și a distanțelor. Alte efecte sînt determinate de durata și de periodicitatea variațiilor luminii. Vom examina pe scurt cîteva din aceste efecte.

— Perceperea culorilor, formelor şi a mişcărilor de către animale, determină dezvoltarea a numeroase şi variate corelaţii intra- şi interspecifice, cu semnificaţii foarte diferite. Pe această bază devine posibilă dezvoltarea unei serii întregi de mijloace de apărare sau de atac la diferite animale.

Mimetismul constă în imitarea coloritului, desenului şi a formei generale a corpului unor animale ce posedă mijloace eficiente de apărare ace cu venin, muşcături veninoase, gusturi sau mirosuri neplăcute etc.) de către alte animale care nu posedă asemenea mijloace. De exemplu, o serie întreagă de diptere imită diferite himenoptere. Duşmanii (mai ales păsările), evitînd consumul insectelor bine apărate, evită şi imitatorii lor.

Homocromia — constă în asemănarea coloritului general al unui animal cu acela al substratului. Cînd stă în nemişcare, animalul poate scăpa neobservat de duşman sau invers — victima poate să nu sesizeze prezenţa duşmanului.

Imitaţia — se dezvoltă pe aceeaşi bază, dar de data aceasta este imitat nu numai coloritul general, dar şi desenul şi adesea forma unor părţi ale substratului (frunze, ramuri uscate etc.).

Simţul văzului are un rol de prim ordin în orientarea animalelor în spaţiu, în perceperea prăzii sau a duşmanilor, atît în mediul aerian cît şi în cel acvatic.

Emiterea de lumină (fenomenul bioluminiscenţă) de către unele animale, serveşte ca mijloc de atragere a prăzii. De pildă, licuricii din genul *Photuris* imitînd semnalele luminoase ale altor specii de licurici, atrag femelele acestora şi le mănîncă. Femelele unor specii de peşti osoşi ca, de exemplu *Oneirodes bulbosus* (ord. *Lophiiformes,* subord. *Ceratioidei)* sînt carnivore, au dinţi puternici, stomacul extensibil, permiţînd înghiţirea unor animale mai mari decît răpitorul şi pe care le atrag cu ajutorul unui organ luminos situat deasupra capului, pe un peduncul lung (ilicium). Peştii din acest subordin sînt răspîndiţi mai ales în Marea Caraibilor şi în Golful Panama (fig. 24).

Perceperea de către animale (insecte, păsări) a culorilor şi formelor, a dus la dezvoltarea unei mari diversităţi a florilor care, prin culorile, dimensiunile şi formele lor (pe lîngă miros) atrag numeroşi polenizatori. Pe această cale s-a produs evoluţia corelată a plantelor şi a insectelor, fenomen de mare însemnătate în economia întregii biosfere.

Alternanţa zi—noapte şi mai ales variaţia duratei relative a zilei şi a nopţii în cursul anului determină reacţii complexe atît la plante cît şi la animale, reacţii care în ansamblu poartă numele de *fotoperiodism.*

La plante, durata perioadei luminoase a zilei influenţează numeroase procese — ca înflorirea, căderea frunzelor, formarea bulbilor, a tuberculilor. În funcţie de durata zilei, unele plante sînt „de zi lungă" altele „de zi scurtă". Primele înfloresc primăvara şi vara (zi lungă), ultimele — toamna.

S-a putut pune în evidenţă faptul că la o serie de nevertebrate intrarea în diapauză depinde de durata perioadei de lumină a zilei. Acest factor influenţează realizarea maturităţii sexuale şi începerea migraţiilor la unele păsări.

În multe procese biologice lumina joacă un rol de semnal de declanşare. În această categorie se încadrează fototropismul.

La plante (organisme fixate de substrat), mişcările fototrope constau în orientarea unor părţi sau a plantei întregi către sursa de lumină. La

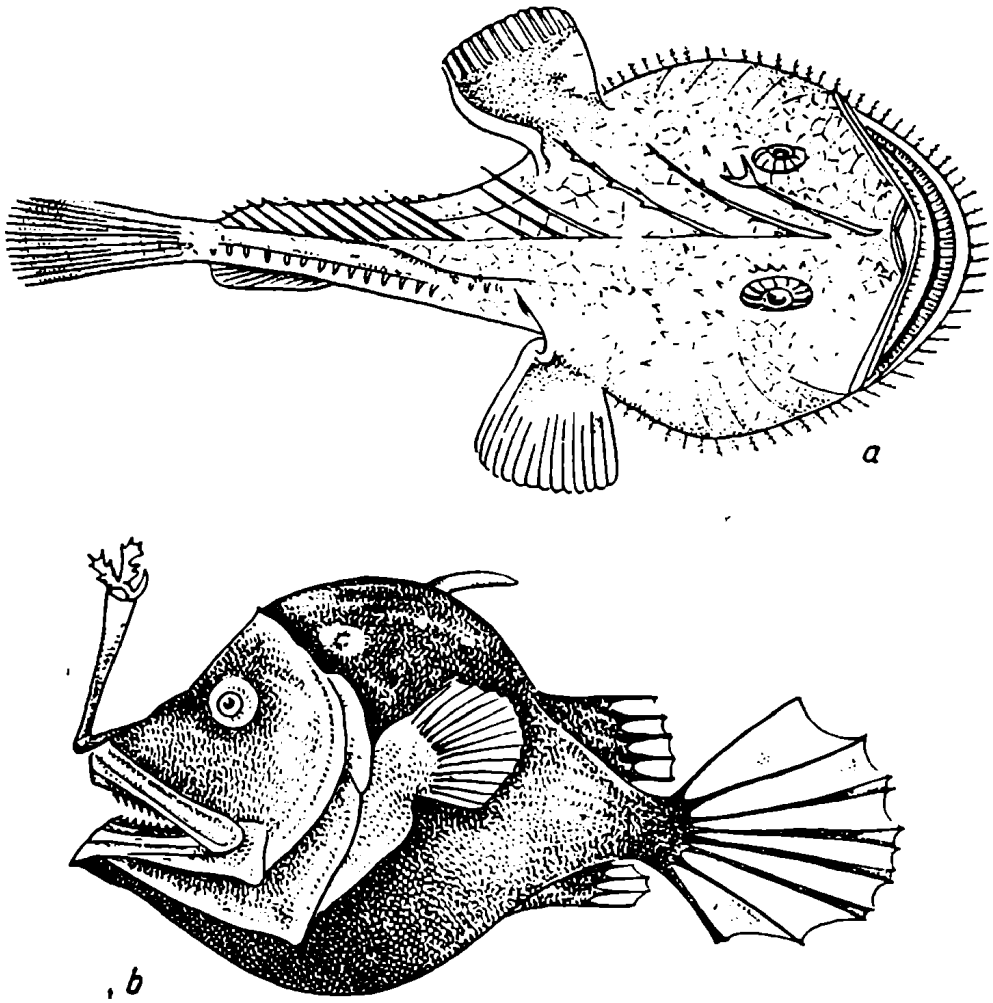


Fig. 24. Peşti cu organe luminoase :
a — Lophius piscatorius, b — Oneirodes bulbosus (ambele specii din ordinul Lophiizormes). (Din G. Nikolski, 1950).

multe animale, lumina declanşează deplasarea animalului către (fototropism pozitiv) sau dinspre (fototropism negativ) sursa de lumină. Semnul fototropismului depinde de modul de viaţă al organismelor, de vîrstă, de intensitatea luminii şi, în diferite împrejurări, se poate chiar inversa. Multe animale planctonice sînt fototrope pozitive, dar pentru diferite intensităţi de lumină, astfel încît aceasta permite ca să se ridice spre păturile superioare ale apei (cu hrană mai bogată) în ore diferite, evitînd concurenţa. Animalele bentonice de obicei sînt fototrope negative.

De asemenea, trebuie subliniat faptul că lumina are un foarte important rol în orientarea deplasării animalelor. Multe animale terestre şi acvatice percep lumina polarizată, orientîndu-se în funcţie de planul de polarizare. Albinele, furnicile, porumbeii şi alte păsări au această capacitate. Unele moluşte (specii ale genului *Littorina*), unii crustacei (dintre amfipode, decapode), de asemenea se pot orienta după planul de polarizare a luminii. În mod experimental s-a dovedit că amfipodul *Talitrus saltator* se întoarce odată cu rotirea planului de polarizare a luminii.

În unele cazuri, mai ales la diferite specii de păsări migratoare de lungă distanţă (*Passerina cyanea* şi altele) s-a putut demonstra că sînt capabile să folosească lumina stelelor, percepînd forma şi poziţia unor

grupuri de stele (constelații) pe care le fixează în memorie (Keeton, 1974 ; Emlen, 1975 ; Wehner, 1976).

Efectele indirecte ale variației cantității de energie solară sînt determinate prin intermediul celorlalți factori ecologici și, în special, temperatura. Este lesne de înțeles că fluctuațiile în spațiu și timp ale cantității de energie solară incidentă atrag după sine o variabilitate corelată a regimului termic. În același timp, energia luminoasă condiționînd structura asociațiilor de plante și ratele de intrare a energiei va condiționa indirect structura și rata fluxului de energie la nivelul heterotrofilor.

Bioluminiscența — are ca sursă de lumină organismele. Fenomenul este puțin răspîndit la organismele terestre ; cîteva specii de bacterii, ciuperci și insecte (licurici). Bioluminiscența este mult mai răspîndită la organismele acvatice, mai ales marine : 50 specii de protozoare, 100 specii celenterate, 150 specii de moluște, 50 specii de anelide, 140 specii de crustacei și 100 specii pești (Constantinov, 1972). În grupele mai evoluate (moluște cefalopode, unii crustacei, pești) emiterea luminii se datorează bacteriilor simbionte. Din punct de vedere biochimic, bioluminiscența rezultă din oxidarea substanței luciferina, în prezența enzimei luciferaza.

Bacteriile luminiscente emit lumina continuă. Alte organisme, de cele mai multe ori, luminează cu intermitență.

Dintre organismele planctonice, în mările nordice bioluminiscența se cunoaște, de pildă, la specii de *Peridinium* și *Ceratium* (alge), la protozoarul flagelat *Noctiluca miliaris,* la ctenoforul *Pleurobranchia.* În mările mai calde — *Pyrocystis, Pyrosoma,* unele meduze, moluște, pești. La cefalopode, pești, de obicei există organe luminoase în care sînt instalate bacteriile luminiscente. De cele mai multe ori culoarea luminii este de nuanțe albastre și verzi, dar poate fi și de alte nuanțe.

Semnificația biologică a bioluminiscenței nu este clară în toate cazurile. La bacterii, alge, metazoare și alte organisme se consideră că lumina este un efect secundar al unor procese fiziologice și nu are o semnificație adaptativă. De remarcat este randamentul aproape 100% al transformării energiei de oxidare a luciferinei în lumină.

La grupele mai evoluate, bioluminiscența are rol informațional : atragerea prăzii, apărare — orbind răpitorul prin lumina emisă, întîlnirea între sexe. Desigur că lumina emisă face posibilă și descoperirea mai lesnicioasă a prăzii luminoase de către dușmani.

În legătură cu aceasta trebuie menționat ca posibil și un efect secundar al bioluminiscenței — dezvoltarea neobișnuită a organelor văzului la o serie întreagă de specii de adîncime — dintre moluște, crustacei, pești, pînă la apariția unor ochi hipertrofiați — așa-numiți telescopici. Atît dimensiunile ochilor cît și întreaga lor structură anatomică sînt adaptate pentru perceperea luminii foarte slabe.

Se apreciază că sensibilitatea ochilor la peștii de adîncime este de 10—100 ori mai mare decît a ochiului omenesc, și deci că ei pot percepe lumina zilei pînă la adîncimi de peste 1 000 m. În această ordine de idei este semnificativ faptul că, în timp ce la majoritatea vertebratelor retina conține două feluri de receptori — bastonașe (pentru vedere nocturnă) și conuri (pentru vedere de zi), retina animalelor de adîncime conține doar bastonașe. Pigmentul bastonașelor, de culoare aurie, are maximum de absorbție la 480 mμ, fiind deosebit de sensibil la lumina albastră (Clarke and Denton, 1966).

Lipsa totală de lumină din orice sursă, cum se produce în mediul subteran sau cavernicol — duce la dispariţia organelor văzului, depigmentare, dezvoltarea organelor tactile — cum se constată la diferite grupe de organisme — coleoptere, crustacei etc.

APA. UMIDITATEA

Pe Pământ, existenţa vieţii este indisolubil legată de apă care, datorită însuşirilor sale fizice şi chimice, reprezintă un factor de prim ordin în desfăşurarea multor procese biochimice, fiziologice şi ecologice esenţiale.

Unele însuşiri ale apei şi implicaţiile lor biologice. Molecula de apă, alcătuită din doi atomi de hidrogen şi unul de oxigen, din cauza asimetriei norului electronic, reprezintă un dipol cu sarcină negativă în partea atomului de oxigen şi pozitivă în partea celor doi atomi de hidrogen (fig. 25). Aceasta face ca în apa lichidă sau solidă, moleculele să se atragă între ele şi să se lege prin punţi de hidrogen, între atomul de oxigen al unei molecule şi un atom de hidrogen al alteia. Se formează, deci, o structură ordonată, cristalină.

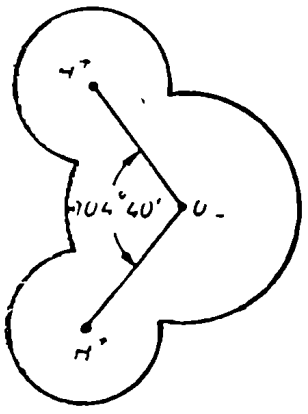


Fig. 25. Structura moleculei de apă. Din cauza asimetriei ea apare ca un dipol, cu sarcina negativă în partea atomului de oxigen, şi pozitivă în partea atomului de hidrogen.

În organisme, această structură îndeplineşte funcţii multiple şi complexe în desfăşurarea proceselor metabolice (transfer de protoni, electroni, tranzitul prin membrane, structura norilor electronici şi macromoleculelor etc.).

Stabilitatea acestei structuri depinde de temperatură : sub 0 °C toate legăturile devin rigide, cu structură hexagonală, lăsînd oarecare spaţii libere între hexagoane, ceea ce face ca volumul gheţii să fie cu 10% mai mare decît al apei din care provine iar densitatea, corespunzător cu 10% mai mică. La 0 °C agitaţia termică determină desfacerea pentru scurt timp a unor legături de hidrogen, care se restabilesc repede dar se desfac mereu alte legături, astfel încît, în fiecare moment, se află desfăcute cam 15% din legăturile de H. La 40 °C se desfac peste 50% din legăturile de hidrogen, ceea ce face ca practic structura cristalină să se destrame. Această temperatură critică, ce reprezintă un al doilea punct de topire al apei (primul fiind 0 °C), explică de ce temperatura corpului animalelor homeoterme este situată sub 40 °C (în jurul a 37°—38 °C) : deasupra acestei temperaturi apa din organisme nu şi-ar mai putea îndeplini normal toate funcţiile.

Densitatea. Apa are însuşirea unică de a realiza densitatea maximă la +4 °C. După cum s-a arătat mai înainte, gheaţa are densitatea cu 10% mai mică decît apa. Aceste însuşiri au consecinţe ecologice extrem de importante : gheaţa pluteşte pe apă. Dacă ea s-ar lăsa pe fundul apei, aceasta ar duce la dispariţia vieţii bentonice şi ar scoate din circuit uriaşe cantităţi de apă care s-ar acumula sub formă de gheaţă pe fundul bazinelor, nereuşind să se dezgheţe de la an la an. Întreaga climă a globului s-ar resimţi în urma unei asemenea însuşiri. Densitatea maximă la +4 °C

face ca, pe fundul celor mai adînci bazine, temperatura să fie în jurul acestei valori, permiţînd existenţa vieţii bentonice.

Căldura specifică a apei este mare : pentru încălzirea cu un grad a unui gram de apă este necesară o calorie, ceea ce face ca apa să se încălzească şi să se răcească încet. Consecinţele ecologice ale acestei însuşiri sînt foarte importante. Dat fiind că 2/3 din suprafaţa Pămîntului sînt acoperite cu apă care are şi o masă uriaşă, ea devine un factor moderator al climei globului, atenuînd oscilaţiile de temperatură. Din aceeaşi cauză în mediul acvatic temperatura are variaţii mai moderate decît pe uscat.

Conţinutul mare în apă al organismelor, care la unele specii ajunge la 98% din greutate şi în rare cazuri scade sub 50%, atenuează oscilaţiile temperaturii corpului şi uşurează procesele de termoreglare.

Conductibilitatea termică a apei este, de asemenea mare. Aceasta explică de ce speciile primar acvatice (de origine acvatică) nu sînt homeoterme : pierderile de energie necesară menţinerii temperaturii ar fi atît de mari încît completarea lor prin hrana abundentă ar deveni nerentabilă. Toate homeotermele din mediul acvatic sînt secundar acvatice (de origine terestră), preferă apele reci, cu productivitate mare, deci cu hrană mai abundentă şi mai uşor accesibilă.

Puterea de solvire. Apa este un remarcabil solvent : dizolvă cel mai mare număr de substanţe, din toate lichidele cunoscute. De aceea reprezintă pe de o parte un mediu ideal pentru desfăşurarea proceselor metabolice, iar pe de altă parte, dizolvînd un mare număr de substanţe minerale face posibil transportul lor, asimilarea de către organisme, circuitul geochimic şi biogeochimic al unui mare număr de elemente şi compuşi.

Sursele de apă pentru ecosistemele terestre. În ecosistemele acvatice, apa fiind un factor permanent şi constant, nu se pune problema că variaţia cantităţii ei ar putea deveni un factor limitant. În ecosistemele terestre sursele de apă nu sînt constante şi de aceea cantitatea de apă poate deveni factor limitant. Principalele surse de apă pentru ecosistemele terestre sînt reprezentate prin precipitaţii, umiditatea aerului, apa din sol şi subterană, avînd ca ultima sursă tot apa din precipitaţii.

Cantitatea de precipitaţii pentru un ecosistem depinde de poziţia geografică a lui pe glob (zona climaterică), de relief, de vînturile din regiunea respectivă, de structura biocenozei (învelişul vegetal). (Vezi pag. 109).

Cantitatea absolută de precipitaţii dintr-o zonă, determină caracterul general al ecosistemelor.

La cantitatea de precipitaţii, cuprinsă între 0—250 mm/an se instalează deşertul ; între 250—750 mm/an se instalează stepa, savana, pădurea ; între 750—1 250 mm/an se instalează pădurile aşa-numite uscate ; peste 1 250 mm/an se instalează pădurile umede (ecuatoriale).

Pentru activitatea ecosistemului este foarte importantă, nu numai cantitatea totală de precipitaţii dar şi repartiţia lor în timp.

În zona ecuatorială repartiţia este cea mai uniformă. Relativ uniformă este şi în zonele temperate. În zonele tropicale şi subtropicale ploile se concentrează în sezonul ploios (vara respectivă), în restul anului (iarna) vieţuitoarele trebuie să suporte o pronunţată secetă. Concentrarea precipitaţiilor într-o perioadă scurtă, în orice regiune s-ar produce, are de obicei efecte nefavorabile, provocînd inundaţii, eroziuni intense, deci dezechilibrînd funcţionarea ecosistemelor.

Umiditatea aerului este determinată de cantitatea de vapori de apă din atmosferă şi reprezintă un factor de mare importanţă ecologică. În mod

curent se iau în considerare trei caracteristici privind umiditatea atmosferică :

a. Umiditatea absolută — care reprezintă cantitatea de vapori, exprimată în unități de masă (de ex. în grame) la unitate de volum de aer (de ex. m^3) ;

b. Umiditatea relativă, reprezintă raportul dintre cantitatea de vapori existenți la un moment dat în atmosferă și cantitatea maximă de vapori ce ar putea fi conținuți în condițiile respective de temperatură și presiune. Cu alte cuvinte, umiditatea relativă exprimă gradul de saturație a atmosferei cu vapori de apă și de aceea se exprimă în procente față de saturație ;

c. Deficitul de saturație este diferența dintre presiunea maximă a vaporilor în condițiile date de temperatură și presiune și presiunea reală din acel moment. Cu cît această diferență este mai mare, aerul este mai puțin saturat (mai uscat), ceea ce face ca evaporarea sau evapotranspirația să fie mai intense. Aceste procese au o puternică influență asupra productivității plantelor. O mare parte a apei absorbită din sol este pierdută prin transpirație (97—99%, E. Odum, 1971), proces care implică o importantă cheltuială de energie. La diferite plante s-a putut constata că pentru 1 000 g apă pierdută prin transpirație se realizează 1,7—6,7 g producție netă (eficiența transpirației). La majoritatea plantelor acest parametru are valoarea <2, dar la unele plante bine adaptate la condiții de uscăciune (vezi mai departe), această valoare se poate ridica la 4 sau chiar mai mult.

Apa din sol se poate afla în mai multe stări, care pot avea rol diferit în viața plantelor sau a animalelor din sol.

Apa higroscopică este apa absorbită din atmosferă de către particulele solului. Ea este reținută cu o mare putere astfel încît, în mod obișnuit, nu poate fi utilizată de către plante.

Apa capilară este cea care umple spațiul porilor din sol și care se poate deplasa datorită tensiunii superficiale sau a presiunii osmotice. Dacă porii sînt foarte mici, puterea de reținere a apei este prea mare spre a putea fi absorbită de plante. Numai apa din spații capilare mai mari este utilizabilă pentru vegetație.

Apa gravitațională este provenită din precipitații, umple interstițiile mai mari ale solului și se scurge sau se infiltrează datorită forței de gravitație.

Datorită faptului că fiecare ecosistem este situat într-o anumită zonă și configurație geografică, are un anumit regim de precipitații, o anumită umiditate a aerului și o anumită structură a solului care influențează conținutul apei din sol și accesibilitatea ei pentru plante, fiecare ecosistem are un bilanț hidric propriu, specific. Specificitatea lui constă în aceea că, în urma interacțiunii biotopului cu biocenoza și a întregului ecosistem cu sistemele înconjurătoare, circuitul apei se desfășoară în mod propriu ecosistemului, cu un anumit echilibru între intrări și ieșiri, cu un anumit regim de oscilații în spațiu și în timp. Populațiile biocenozei respective sînt adaptate la acest regim specific și o schimbare a lui (naturală sau impusă de om — de exemplu prin instalarea irigațiilor sau prin desecări sau captări de ape) duce, de obicei, la restrîngerea sau chiar la dispariția unei mari părți a populațiilor și înlocuirea lor prin altele, potrivite cu noile condiții, determinînd modificări profunde ale structurii biocenozelor.

În condițiile date ale oricărui ecosistem organismele trebuie să realizeze un anumit bilanț hidric, un anumit raport între intrările și ieșirile de apă din organism.

Intrările de apă se produc pe diferite căi. La plantele terestre, apa este absorbită prin rădăcini sub formă lichidă, iar prin stomate pătrunde sub formă de vapori. La plantele acvatice apa pătrunde prin toată suprafața corpului. La animale, pătrunderea apei se face prin consumul direct al apei lichide (băut), prin suprafața corpului (la nevertebrate acvatice sau din zonele cu mare umezeală), prin hrană (apa conținută în alimente) sau în unele cazuri extreme, este consumată apa rezultată din procese metabolice (apa metabolică).

Ieșirile (pierderile) de apă se produc pe mai multe căi : transpirația (la plante și animale terestre), la care, se adaugă respirația și excreția.

Menținerea balanței hidrice, deci a echilibrului dintre ieșiri și intrări (în genere cu o ușoară prevalare a intrărilor, legată de creșterea biomasei) în diferite condiții de mediu ridică numeroase probleme în fața plantelor și animalelor, ducînd la dezvoltarea în cursul evoluției, a adaptărilor care să permită supraviețuirea populațiilor.

Apa ca mediu de viață, datorită însușirilor ei deosebite (vezi la începutul acestui subcapitol) determină adaptări calitativ diferite de cele legate de relațiile organismelor cu apa din mediul de viață terestru. De aceea le vom examina separat, fără a putea intra în analiza lor amănunțită.

Adaptări la viață în mediul acvatic. Plutirea și înotul. În largul oceanelor, mărilor, lacurilor și chiar al apelor continentale mai mici (bălți), plantele trebuie să se mențină în apropierea suprafeței apei, în așa fel încît lumina care pătrunde în apă să permită desfășurarea fotosintezei. La rîndul lor, animalele planctonice, spre a se putea hrăni cu fitoplancton, trebuie să se mențină în aceste straturi. Atît unele cît și celelalte sînt adaptate spre a putea pluti în masa apei.

Capacitatea de plutire (flotația) este exprimată prin formula dată de Ostwald :

$$a = \frac{b}{c \cdot d} \qquad (6$$

din care se vede că : viteza de cufundare (a) este direct proporțională cu greutatea reziduală (b) (diferența dintre greutatea organismului și aceea a apei dezlocuite) și invers proporțională cu viscozitatea mediului (c) și rezistența formei corpului (d).

Apare evident că organismele vor pluti cu atît mai bine (vor cheltui cu atît mai puțină energie pentru a nu se scufunda), cu cît vor fi mai ușoare (b cît mai mic) și cu cît forma corpului lor va opune rezistență mai mare la scufundare (d cît mai mare).

Ambele condiții se realizează pe multiple căi, adesea convergente la plante și la animale : creșterea cantității de apă conținută în corp, ceea ce apropie densitatea organismului de aceea a apei (la unele celenterate și moluște apa reprezintă pînă la 99% din greutatea corpului) ; incluziuni de bule de gaze (la numeroase alge planctonice, larvele dipterului *Chaoborus,* multe sifonofore, vezica înotătoare a peștilor etc.), picături de grăsime (diatomee și alte alge planctonice, protozoare, crustacei planctonici, icre pelagice de pești, acumulări de grăsime la numeroși pești și la mamiferele nectonice) ; reducerea formațiunilor grele ale corpului : reducerea

formaţiunilor scheletice interne şi externe (subţierea sau şi reducerea cochiliilor, valvelor, crustelor etc.). Creşterea rezistenţei corpului la scufundare (creşterea valorii lui d) se obţine, atît la plantele cît şi la animalele planctonice, prin dezvoltarea diferitelor expansiuni ale corpului, care, sporind în mod neînsemnat greutatea, duc la o considerabilă creştere a suprafeţei corpului. Un efect asemănător se obţine prin micşorarea dimensiunilor corpului care, implicit duce la creşterea suprafeţei faţă de volum (greutate). Deoarece viscozitatea apei se modifică în funcţie de temperatură, la unele animale (unele specii de alge ca *Ceratium,* specii de rotiferi, de cladoceri) apare fenomenul denumit ciclomorfoză : în timpul verii, cînd viscozitatea şi densitatea apei sînt mai scăzute, forma corpului acestor animale se modifică, sporind suprafaţa prin schimbarea proporţiilor, dezvoltarea diferitelor excrescenţe (fig. 26 şi 27).

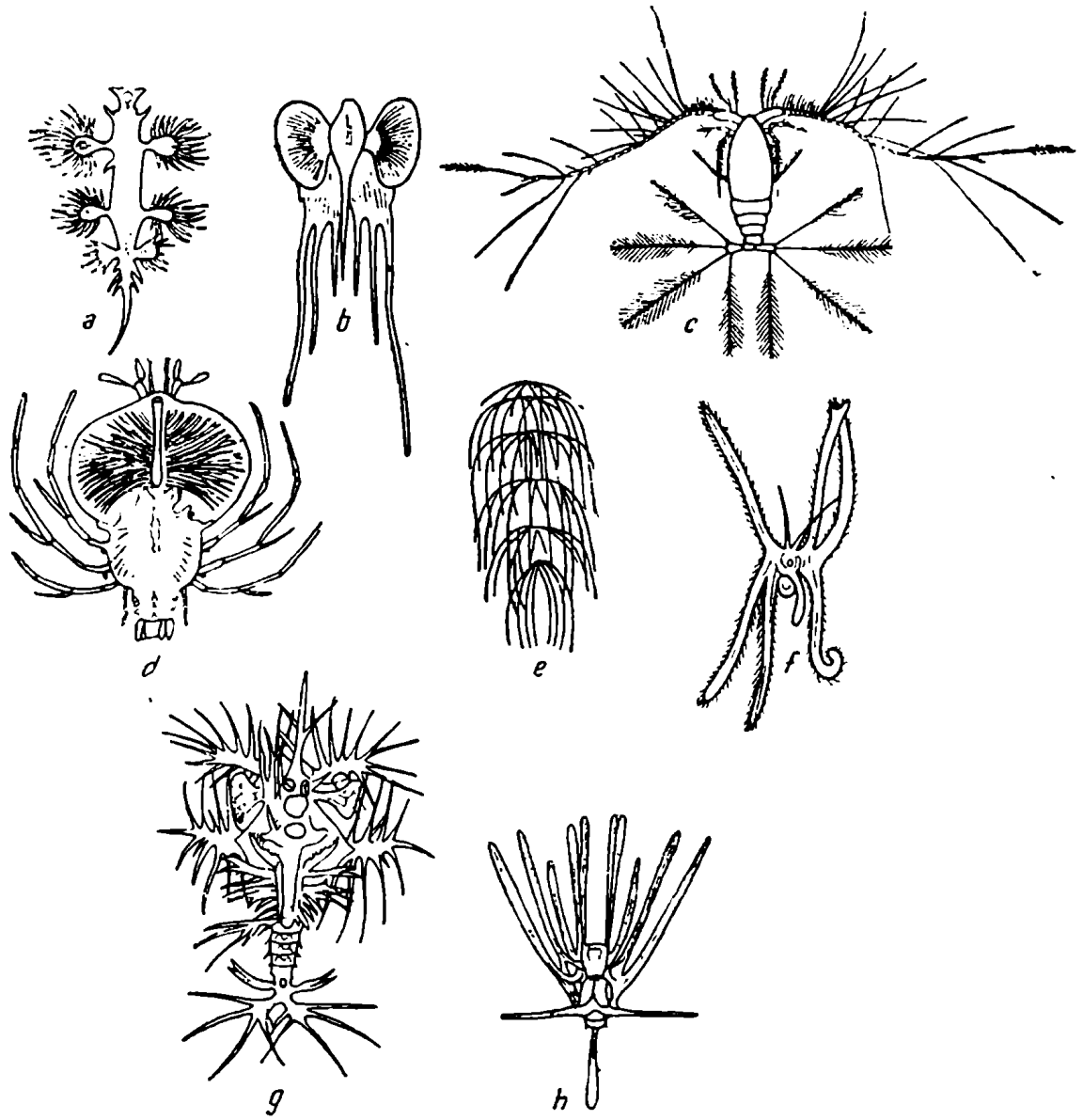


Fig. 26. Adaptări pentru plutire la organisme planctonice :

a — Glanius atlanticus (moluscă), b — larvă de Lophius (peşte), c — Calocalanus pavo (crustaceu copepod), d — larvă de Palinurus (crustaceu decapod), e — Bacteriastrum comosum (diatomee), f — larva veliger de Carinaria mediterranea (gasteropod), g — larvă de Elafocaris (Sergestes) (crustaceu decapod), h — larva plateus de Echinocardium cordatum (echinoderm echinid) (a, b, c, d, g din Zernov, 1949; e, f, h din Sacchi şi Testars, 1971).

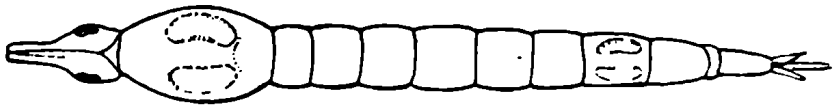


Fig. 27. Adaptare la plutire prin băşici de aer; larva de Chaoborus (dipter).

În apele continentale cu adîncime relativ mică, numeroase plante submerse sau plutitoare sînt fixate de fundul acestor ape cu ajutorul rădăcinilor. Nevoia de lumină şi necesităţile reproducerii (la plante acvatice înflorirea şi polenizarea se produc, de obicei, în mediul aerian, deasupra apei), fac ca tulpinile acestor plante să se înalţe spre suprafaţa apei. Teoretic acest lucru se poate realiza în două feluri — prin tulpini rigide, lemnoase, de tipul celor terestre sau prin tulpini uşoare, flexibile, plutitoare. Nici o plantă acvatică nu a adoptat prima soluţie ; ar fi extrem de neeconomică (ar implica mari cantităţi de material şi energie) şi ineficientă (nu ar putea rezista loviturilor valurilor, nu ar putea urma oscilaţiile nivelului apei etc.). Toate plantele acvatice s-au adaptat pe cea de a doua cale. Mecanismul general este foarte simplu : în tulpinile plantelor se dezvoltă aerenchimul, ţesut bogat în spaţii umplute cu aer (fig. 28). Plantele devin mai uşoare decît apa şi se menţin în apropierea suprafeţei. Acest mecanism rezolvă concomitent în modul cel mai economic şi eficient mai multe probleme : ţesutul lemnos, nefiind necesar (apa pătrunde

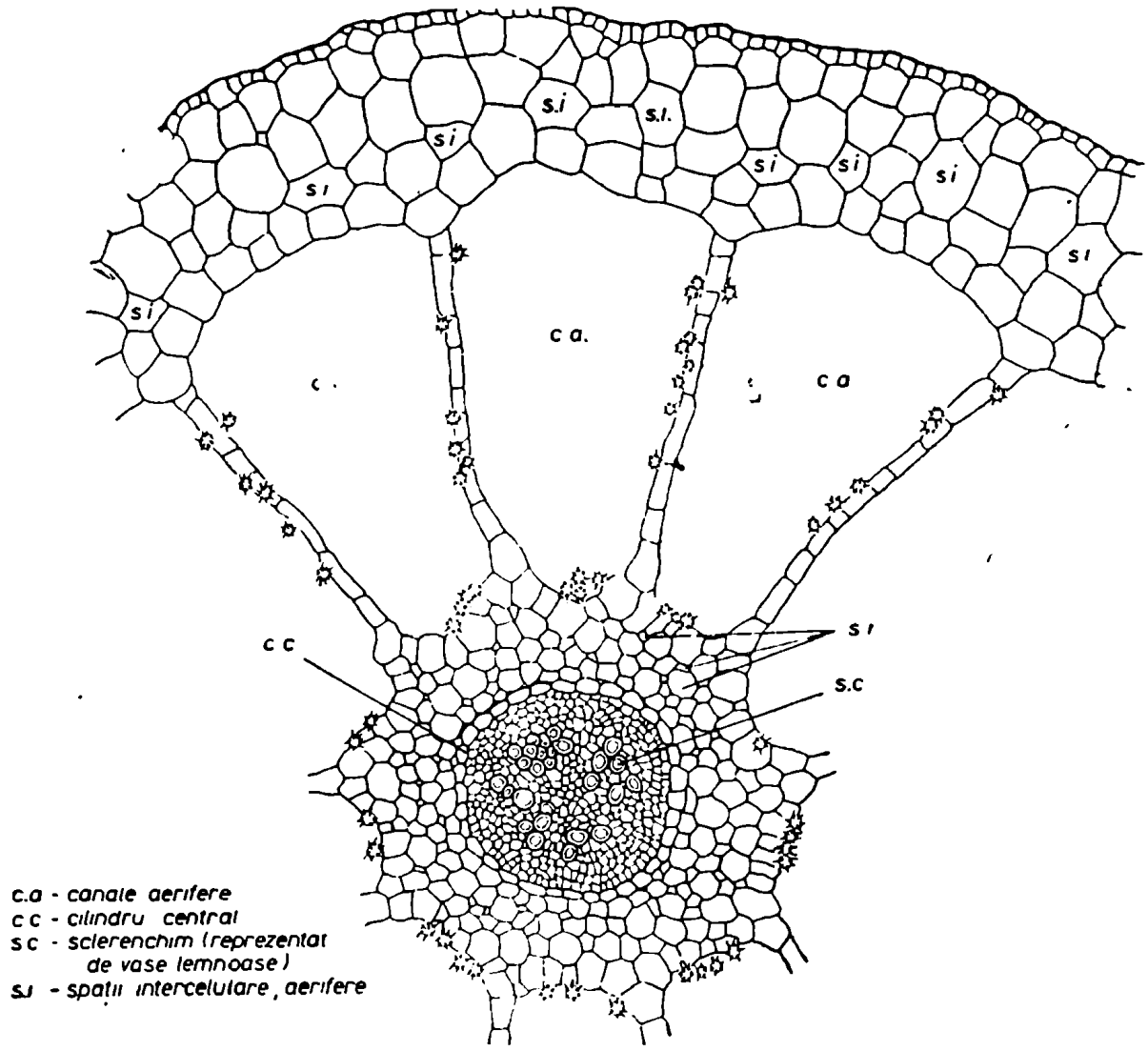


Fig. 28. Aerechim la plante acvatice (original executat de M. Andrei).

în plantă prin toată suprafața corpului), se reduce, iar cînd există se concentrează în centrul tulpinii, sporind rezistența ei la tracțiune și totodată făcînd-o foarte elastică (fig. 29). Oxigenul din spațiile aerifere asigură respirația plantei într-un mediu în care cantitatea de oxigen poate fluctua în limite foarte largi.

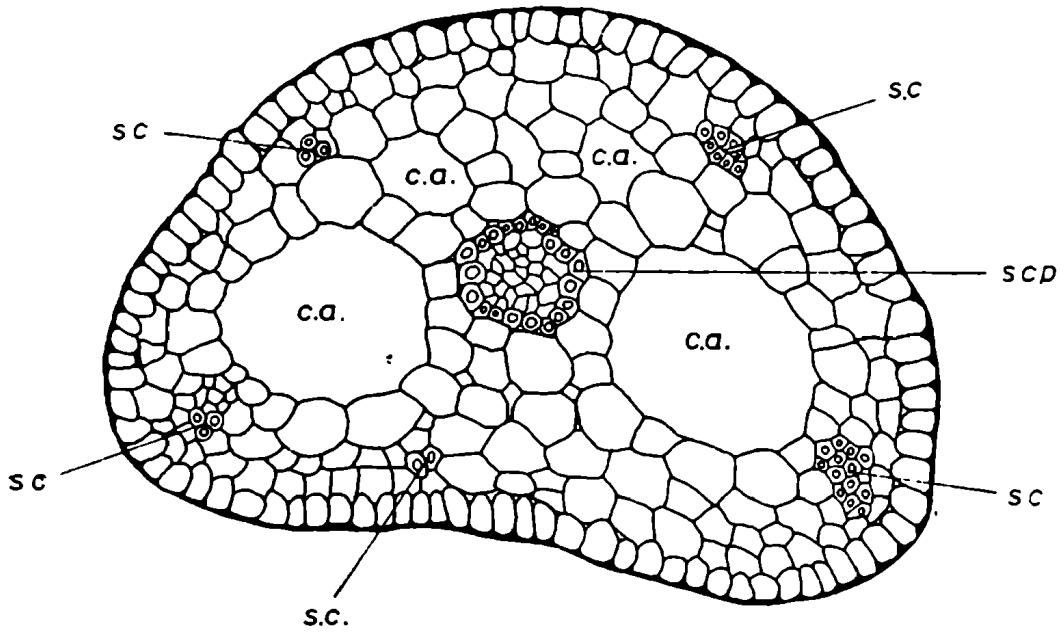


Fig. 29. Țesutul mecanic dispus în centrul tulpinii, la plante acvatice (original executat de M. Andrei).

Înotul, ca deplasare activă în apă, este dezvoltat mai ales la animale. La multe protozoare — organele de locomoție sînt reprezentate prin flageli și cili. Alge monocelulare sau coloniale se pot deplasa și ele cu ajutorul flagelilor. Viteza absolută de deplasare cu ajutorul flagelilor ajunge la 300 μ/secundă.

Zooplanctonții (cladoceri, copepode, rotiferi) se deplasează activ prin mișcările antenelor sau picioarelor. Aceste mișcări permit efectuarea migrațiilor verticale care la multe copepode de pildă, ajung la sute de metri adîncime în fiecare zi. Tot cu ajutorul acestor mișcări zooplanctonții realizează agregări care determină repartiția lor orizontală neuniformă.

Insectele acvatice înoată cu ajutorul picioarelor, care au o structură modificată, legată de această funcție.

La multe nevertebrate (larve de insecte, lipitori și alți viermi) și vertebrate (pești, șerpi) înotul se efectuează prin mișcări ondulatorii (verticale sau orizontale) ale corpului. Forma hidrodinamică a corpului realizată la multe nevertebrate (insecte, cefalopode) și vertebrate (pești, mamifere) duce la sporirea considerabilă a vitezei. De pildă, peștele spadă realizează o viteză de 130 km/oră. Sporirea vitezei de înot ridică problema rezistenței pe care o opune apa. Această rezistență poate fi scăzută pe de o parte, prin forma hidrodinamică a corpului, dar pe de altă parte — printr-o anumită structură a învelișurilor corpului.

Se știe, de pildă, că însușirile pielii delfinului fac ca rezistența întîmpinată să devină de 10 ori mai mică decît a unui model, avînd aceeași formă cu a delfinului. Această performanță se realizează prin amortizarea vîrtejurilor de apă ce apar la o anumită viteză, prin elasticitatea învelișurilor datorată grăsimii lichide și mișcărilor ondulatorii proprii ale pielii.

Pe lîngă acestea, pielea delfinilor are însuşiri hidrofobe, care contribuie şi ele la scăderea rezistenţei opusă de apă.

Trebuie menţionat faptul că la o serie de animale din diferite grupe sistematice, mişcarea, cel puţin în anumite momente, se face pe principiul reactorilor. Meduzele se deplasează prin contracţiile „umbrelei" care duc la eliminarea apei din ea şi la propulsarea corpului. Multe cefalopode, care în mod normal înoată prin mişcarea braţelor sau prin ondulaţii ale expansiunilor corpului, în caz de pericol, elimină cu putere un jet de apă din camera paleală, propulsînd corpul cu o viteză ce poate ajunge, la unele forme, la peste 40 km/h. Larvele bentonice ale unor odonate se pot deplasa şi ele după acelaşi principiu eliminînd cu forţă, apă din intestin, prin orificiul anal.

Numeroase adaptări sînt legate de respiraţia organismelor acvatice din cauza solubilităţii reduse a oxigenului în apă şi a dependenţei ei de diferiţi factori. Salinitatea variabilă (cantitativ şi calitativ) a apei, ridică şi ea numeroase probleme rezolvate prin elaborarea unor variate adaptări. Aceste apecte vor fi examinate în paragrafele consacrate oxigenului şi salinităţii.

În mediul terestru, necesitatea aprovizionării cu apă a organismelor vegetale şi animale ridică probleme cu totul diferite, faţă de cele din mediul acvatic.

Organismele, în mod normal, nu suportă o scădere prea mare şi de lungă durată a cantităţii de apă din organism. Dar, activitatea normală a oricărui organism implică pierderi de apă prin transpiraţie, evaporare, respiraţie, excreţie etc. Apare o situaţie contradictorie : pe de o parte, caracterul inevitabil al pierderilor de apă, pe de altă parte — necesitatea de a împiedica scăderea apei din organism, sub un anumit prag. Această contradicţie se rezolvă pe mai multe căi : reducerea pierderilor de apă la minimum posibil, utilizarea cu maximă eficienţă a resurselor externe sau interne de apă, acumularea de rezerve de apă. Fiecare din aceste căi determină apariţia a variate adaptări care reprezintă modalităţi diferite şi caracteristice de rezolvare a problemei, pentru fiecare specie.

Vom examina mai întîi modalităţile adoptate de plante, în condiţiile unui mediu cu umiditate scăzută, deci avînd caracter de regim.

Reducerea pierderilor de apă se realizează, în primul rînd, prin reducerea transpiraţiei atît cuticulare cît şi prin stomate. Pierderile de apă prin cuticulă se reduc prin dezvoltarea unei epiderme pluristratificate, a unei cuticule groase, adesea acoperite cu un strat de ceară, sau prin dezvoltarea unui înveliş de peri deşi care formează uneori o adevărată pîslă pe frunze, peţioluri, tulpini. Asta face ca, în timp ce la mezofite transpiraţia cuticulară este de 2—5 ori mai mică decît cea prin stomate, la xerofite ajunge de 25 ori mai mică.

Reducerea transpiraţiei prin stomate se realizează în diferite moduri. La multe xerofite stomatele se află în diferite adînciturі — gropiţe, şanţuri, sub suprafaţa generală a frunzei ; vaporii de apă se adună în aceste adînciturі unde sînt mai feriţi de curenţi aerieni şi astfel reduc transpiraţia. Adesea aceste adînciturі sînt acoperite cu peri *(Nerium oleander)*. La multe specii de graminee frunzele se pot răsuci formînd un fel de tub, în interiorul căruia stomatele sînt mai adăpostite. Răsucirea frunzelor se poate produce datorită prezenţei pe suprafaţa inferioară a frunzei, a unor şiruri de celule speciale care devin turgescente cînd în frunză există apă suficientă. În acest caz frunza stă întinsă ajutînd pătrunderea O_2 prin

stomate. Dacă prin transpirație se pierde prea multă apă, celulele pierd turgescența, frunza se răsucește în formă de tub *(Ammophila arenaria)*. Răsucirea frunzelor în condiții de uscăciune se produce și la *Ericaceae*, la *Myrtaceae*. De subliniat aici și o adaptare de grup : aceste plante, în deșerturile Asiei centrale, formează adesea desișuri forte încîlcite în care se adună resturile uscate ale plantelor din anii trecuți. În aceste desișuri mișcările aerului sînt slabe, umbra mai deasă, ceea ce contribuie la reducerea pierderilor de apă.

Reducerea dimensiunilor sau a numărului frunzelor, pînă la dispariția lor (temporară sau permanentă) este un mod eficient de a diminua transpirația prin stomate.

Astfel la *Casuarina* (din Australia) — frunzele sînt reduse la mici solzișori ; la papilionaceul *Spartium junceum* frunzele sînt foarte puține, se usucă vara ; la *Ephedra,* de asemenea, frunzele sînt extrem de reduse. În toate aceste cazuri funcția de asimilație o îndeplinesc tulpinile sau ramurile mai mici.

La multe xerofite, tulpinile (ramuri mai subțiri) preluînd funcția asimilatoare a frunzelor, se lățesc și devin asemănătoare cu frunze (așa-numitele cladodii) ca, de pildă, la unele specii de *Ruscus*. Uneori peciolul frunzei reduse devine asemănător cu frunza, și îi preia funcția (filodii) ca, de pildă, la multe specii de *Acacia*.

Rostul unor aemenea înlocuitori nu este prea clar. Diferența dintre aceste formațiuni și frunzele adevărate, este printre altele, că ramurile sau peciolurile conțin mai mult țesut mecanic și se vestejesc mai greu decît frunzele.

La multe plante (arbori, arbuști) din zona savanelor, din brusă, frunzele cad în sezonul secetos.

Trebuie amintit și faptul că, la multe xerofite din grupuri foarte diferite, frunzele sau ramurile se transformă în spini ca la *Prunus spinosa, Berberis vulgaris,* la multe *Euphorbiaceae* din zonele deșertice, la *Cactaceae*. Spinii îndeplinesc o funcție dublă — economia de apă și apărarea contra erbivorelor mari.

Creșterea eficienței în utilizarea resurselor de apă este o altă cale de adaptare la uscăciune.

În primul rînd, este vorba de adaptări ale sistemului radicular. La unele xerofite rădăcinile nu pătrund prea adînc, deci nu reușesc să ajungă la apa freatică, dar se ramifică abundent, se întind pe orizontală, cuprinzînd un mare volum de sol, de exemplu, la unele specii de pelin (*Artemisia*) și la o serie de graminee. O altă adaptare (deci altă soluție pentru aceeași problemă) constă în alungirea puternică a rădăcinii pe verticală, fără importante ramificații, ajungînd pînă la apa freatică, ca de exemplu, la lucernă, la spinul de deșert — *Alhagi camelorum,* la care lungimea rădăcinilor poate depăși 10—15 m ; la floarea soarelui ea ajunge pînă la 3 m în condiții de uscăciune.

Adaptările morfologice sînt însoțite și de cele fiziologice : creșterea considerabilă a presiunii osmotice prin concentrarea sucului celular, putînd să ajungă la 60—80 atmosfere, făcînd astfel posibilă absorbirea soluției din sol, care în condiții de uscăciune este concentrată. De remarcat că presiunea osmotică a plantelor este reglată în funcție de presiunea osmotică a soluției din sol.

O rezolvare cu totul diferită a problemei o găsim la specia *Welwitschia mirabilis* (ord. *Gnetales*) care crește în deșertul Namibiei, situat în

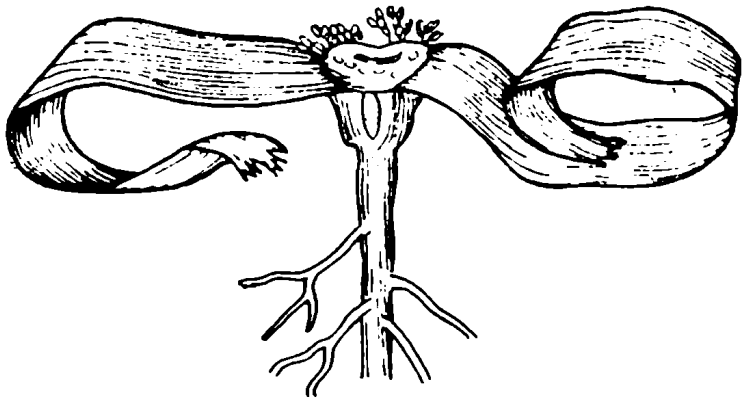


Fig. 30. Welwitschia mirabilis. Plantă tînără, cu flori ♀. Din Strasburger et al., 1962).

sud-vestul Africii (fig. 30). În această zonă ploile sînt extrem de rare, iar singura sursă de umezeală o reprezintă ceața adusă de briza dinspre Oceanul Atlantic, în cursul dimineților și se risipește pe la ora 9,30. Ceața echivalează cu 50 mm precipitații anuale. Rădăcinile servesc doar pentru fixarea plantei și nu ajung la straturi umede ale nisipului. Tulpina scurtă nu depășește înălțimea unui om chiar la plantele a căror vîrstă ajunge la 1 500 ani. Frunzele sînt late, cresc continuu de la bază, se îndoaie spre sol, ajung la 8 m lungime, iar capetele lor se mortifică treptat în contact cu nisipul fierbinte. Deci, frunzele nu sînt xeromorfe. Stomatele, situate pe ambele părți ale frunzei, ajung la 22 100 pe cm^2. Prin ele umezeala ceții este absorbită de plantă. La scurt timp după risipirea ceții stomatele se închid ermetic. De remarcat este și faptul că în structura cuticulei există un strat de cristale de oxalat de calciu cu rolul probabil de a reflecta radiațiile solare și, deci, de a evita supraîncălzirea plantei, fenomen care la alte specii se realizează prin transpirație. Acest exemplu dovedește capacitatea remarcabilă a speciilor de a utiliza într-un mod foarte eficient cele mai diferite și chiar neașteptate resurse ale mediului, atunci cînd factorii respectivi au caracter de regim.

Acumularea rezervelor de apă este o a treia cale prin care diferite specii de plante, așa numite suculente, rezistă la condiții de uscăciune. Din această grupare ecologică fac parte, *Crassulaceae (Sedum, Sempervivum), Cactaceae, Euphorbiaceae*. Majoritatea speciilor din aceste grupuri de plante trăiesc în condiții de mare uscăciune. În perioada de ploaie, rădăcinile răsfirate, superficiale, absorb apa cu aviditate și o acumulează în țesutul acvifer din frunze (*Crassulaceae*) sau din tulpini (Cactacee, euforbiacee — la care frunzele s-au transformat în spini). Avînd apa acumulată în țesuturi, finalitatea funcționării stomatelor este modificată ; stomatele lor sînt închise ziua și deschise noaptea. Din această cauză, intensitatea fotosintezei este mult redusă iar creșterea plantelor se face foarte încet.

Nu mai puțin variate sînt căile prin care se realizează adaptarea animalelor la condițiile de uscăciune, atunci cînd acestea au caracter de regim. Adaptările animalelor la condiții de secetă pot fi de natură morfologică, fiziologică, comportamentală. Ele tind să reducă la minimum pierderile de apă și să folosească la maximum resursele externe sau interne de umiditate.

Adaptări de reducere a pierderilor de apă constau, printre altele, în impermeabilizarea tegumentului ca la reptile, păsări, mamifere, insecte ;

reducerea glandelor sudoripare, ca de pildă la rozătoare, la antilope trăind în deşerturi. Economisirea apei din organism se realizează şi pe diferite căi fiziologice. La unele vertebrate (mai ales la reptile, dintre care multe trăiesc în regiuni uscate), la unele moluşte terestre, la insecte, nu se elimină prin urină decît o cantitate minimă de apă, deoarece în loc de săruri amoniacale, care necesită multă apă, aceste animale elimină urați solizi. La unele specii acest proces se produce numai în perioadele de uscăciune. De pildă, peştele dipneust, african, *Protopterus aethiopicus,* în timpul cît trăieşte în apă elimină urina cu săruri amoniacale, iar în perioada de secetă, cînd stă adăpostit într-un cocon de nămol, elimină ureea.

Unele specii de animale, deşi nu trăiesc în condiţii deşertice, nu pot consuma apa liberă ci trebuie să se mulţumească cu apa conţinută în hrană. Aceasta, la unele specii, este foarte uscată şi atunci apar adaptări care permit utilizarea apei ce rezultă din procesele metabolice din organism. De pildă, larvele coleopterului *Tenebrio molitor,* hrănindu-se cu făină, într-o atmosferă complet uscată, nu cresc deoarece o bună parte din hrana utilizată constituie sursa de apă de metabolism.

Apa de metabolism este utilizată şi de unele mamifere adaptate la viaţa de deşert, cum este dromaderul. Vara, în timp de secetă, hrănindu-se doar cu plante uscate, dromaderul poate rezista fără apă timp de două săptămîni. În acest timp se reduce cantitatea de urină eliminată, iar apa este produsă prin oxidarea rezervelor de grăsime din cocoaşe. Pe lîngă aceasta se produce o reducere a transpiraţiei, iar animalul poate suporta atît ridicarea temperaturii cu 6,2 °C, cît şi pierderea unei cantităţi de apă pînă la 30% din greutatea organismului, în timp ce alte mamifere nu suportă pierderi nici de 20% apă.

Marsupialul *Dipodomys merriami* este, de asemenea, foarte bine adaptat la secetă ; elimină o urină foarte concentrată, fecale foarte uscate, nu are glande sudoripare şi deci nu transpiră şi suportă ridicarea temperaturii interne, duce viaţă nocturnă, ziua stînd ascuns în vizuină. Cele două specii citate nu sînt unicele exemple de mamifere mari, admirabil adaptate la regimul de uscăciune.

În vastele zone deşertice şi semideşertice ale Pămîntului trăiesc numeroase specii de animale, printre care şi mamifere cu o uimitoare rezistenţă la lipsa de apă. Kai Curry-Lindahl (1972) arată că multe animale deşertice pot să nu bea apă deloc (deşi cînd există o beau), mulţumindu-se cu apa conţinută în hrana vegetală, de cele mai multe ori şi ea foarte săracă în apă. Antilopele africane din genurile *Addax, Taurotragus, Gazella, Oryx* pot trăi fără să bea apă. Această adaptare neobişnuită arată şi marea valoare economică a unor asemenea animale care valorifică resursele biologice ale unui mediu inaccesibil animalelor domestice.

Variate sînt *adaptările comportamentale.* Numeroase animale specifice deşerturilor se feresc de excesul de căldură şi uscăciune, înfundîndu-se în nisip. Remarcabil este că pînă şi unele amfibi s-au adaptat la asemenea regim de viaţă. În deşerturile Australiei, broasca *Heleiporus pictus* trăieşte în vizuini adînci pînă la 0,5 m unde depune şi ouăle, iar mormolocii eclozează îndată ce plouă. *Chiroleptes platycephalus* s-a adaptat la condiţii de secetă periodică. În perioada de ploi, animalele acumulează în corpul lor cantităţi apreciabile de apă şi se îngroapă într-o vizuină unde supravieţuiesc perioadei de secetă. Băştinaşii australieni, la nevoie, folosesc aceste broaşte ca sursă de apă. Seceta periodică a devenit o necesitate pentru dezvoltarea unor specii de crustacei din ordinul *Phyllo-*

poda: larvele acestor specii nu eclozează din ouă ce nu au trecut prin una sau mai multe perioade de secetă.

Unele insecte în faza de „imago" nu se hrănesc şi deci, nu-şi pot completa rezervele de apă. Pierderile de apă sînt evitate prin anumite comportamente. De pildă, adulţii de *Chironomidae* (diptere) stau adesea pe frunzele copacilor. Dacă atmosfera este umedă, stau pe faţa superioară, iar dacă este uscată, migrează pe faţa inferioară unde umezeala este ceva mai mare datorită transpiraţiei prin stomate. Numeroase animale (mamifere, păsări) se deplasează activ, adesea efectuînd adevărate migraţii în căutarea apei.

FACTORI CHIMICI

COMPOZIŢIA IONICĂ

În orice ecosistem natural energia solară este convertită în energia chimică a materiei organice sintetizate în procesul de fotosinteză şi transferată componentelor biologice, concomitent cu procesul de introducere în circuit şi de reciclare cu rate diferite a majorităţii cationilor şi anionilor care intră în compoziţia mediului abiotic. Din acest punct de vedere compoziţia ionică a mediului acţionează ca un important factor ecologic, ale cărui fluctuaţii în spaţiu şi timp condiţionează distribuţia florei şi faunei şi deci structura biocenozelor naturale, precum şi productivitatea biologică a acestora.

Menţionăm că, deşi sînt numeroase studii cu privire la compoziţia chimică a mediilor terestru şi acvatic, de cele mai multe ori aceasta este redusă la principalii nutrienţi azot şi fosfor şi corelată numai cu nivelul producţiei primare.

În ultimii ani se conturează ideea că, în orice cercetare ecologică trebuie determinată compoziţia ionică în complexitate, precum şi fluctuaţiile sale în spaţiu şi timp, pentru a putea înţelege şi cuantifica cît mai corect transferul de materie şi energie în ecosistemele naturale, chiar dacă la diferite momente în timp sau diferite puncte din spaţiu, influenţa dominantă o pot avea numai anumite categorii de ioni, (Golterman et al. 1980, 1975).

Vom caracteriza pe scurt acest factor ecologic, fluctuaţiile sale cu caracter de regim şi de zgomot în cazul ecosistemelor acvatice, deoarece pentru acestea rezultatele sînt mai complete.

Pentru apele oceanice şi marine (exceptînd zona lagunară şi estuarele), compoziţia ionică este reprezentată de următorii cationi în ordinea concentraţiilor (vezi tabelul 2), sodiu (Na^+), magneziu (Mg^{++}), calciu (Ca^{++}), potasiu (K^+), stronţiu (Sr^{++}) şi de următorii anioni : clor (Cl^-), sulfat (SO_4^{--}), brom (Br^-) şi carbonat (CO_3^{--}) (Tait, 1972). Suma concentraţiilor acestor ioni în apa marină reprezintă 99,9% din întreaga cantitate de material dizolvat.

În general se consideră că, în cazul apelor de suprafaţă ale oceanului deschis, compoziţia ionică rămîne în linii mari constantă, atît în ceea ce privesc proporţiile dintre ioni cît şi suma concentraţiilor lor. Totuşi, studii de detaliu arată uşoare variaţii sezonale în ceea ce priveşte concentraţiile fiecărui ion, fără a fi afectată semnificativ proporţia dintre ei. În spaţiu aceleaşi variaţii sînt determinate de diferenţele în ceea ce priveşte cantitatea de precipitaţii, rata procesului de evaporare a apei şi mai ales

TABEL 2

Constituenții minerali principali ai apei marine (după Harvey citat de Tait, 1972)

Constituenți	g/Kg
Sodiu	10,77
Magneziu	1,30
Calciu	0,409
Potasiu	0,388
Stronțiu	0,010
Clor	19,37
Sulfați	2,71
Brom	0,065
Carbon, prezent ca bicarbonat, carbonat și dioxid de carbon	0,023 *p*H 8,4 0,027 *p*H 7,8

gradul de circulație al apei. Astfel, în Marea Sargaselor, situată în Atlanticul de Nord și în zona de est a coastelor Braziliei, concentrațiile ionilor cresc cu circa 2% ceea ce determină o creștere corespunzătoare a salinității. La latitudini mari, topirea gheții, precipitațiile și evaporarea redusă determină o reducere a concentrațiilor ionilor în apele oceanice de suprafață cu 2—7% și desigur o reducere a salinității.

În mările interioare, precum și în zonele lagunare și estuarele oceanelor și mărilor, datorită diluțiilor efectuate de apele continentale și mai ales aportului diferit în cazul fiecărui ion, compoziția ionică se modifică în limite foarte largi, atît sub aspectul concentrațiilor cît și al proporțiilor dintre ioni. În aceste zone se realizează un adevărat gradient al compoziției ionice în general pe direcția linie de țărm — ocean deschis (gură de vărsare — canal de legătură cu oceanul sau marea în cazul lagunei).

Oscilațiile în timp ale compoziției ionice în zona de coastă se produc în limite mai restrînse și sînt în principal determinate de modificările regimului hidrologic al apelor continentale, de oscilațiile nivelului apelor oceanice și de direcția și intensitatea vîntului.

În ecosistemele acvatice continentale compoziția ionică este total diferită de cea a apelor oceanice. În aceste ape, principalii ioni considerați după concentrațiile care le realizează, sînt : calciu, magneziu, sodiu, potasiu (cationi) și carbonat (bicarbonat), sulfat, clor (anioni) (tabel 3). În ansamblu acești ioni reprezintă circa 99% din totalul ionilor dizolvați în apele continentale.

Tabelul include valorile medii calculate predominant pe baza datelor raportate pentru lacurile și rîurile din Europa, America de Nord și de Sud, precum și valorile medii corectate cu datele obținute în ultimii 20 de ani în cercetarea ecosistemelor acvatice continentale din Africa (în special Lacul Tanganyika ce reprezintă ~20% din totalul volumului apelor dulci de pe continent), India, Asia și Australia (Golterman et al., 1980).

Aceste date medii au valoare numai pentru a evidenția diferența netă în ceea ce privește compoziția ionică a apelor marine și a celor continentale. În categoria ecosistemelor acvatice continentale sînt fluctuații în limite foarte largi ale compoziției ionice. Astfel, majoritatea lacurilor din

TABEL 3

Compoziția chimică a apelor dulci

(după Golterman și Kouwe, 1980)

Elemente principale mol %						Elemente secundare	Microelemente și compuși organici	Gaze
Ca^{2+}	63,5	(34)[a]	HCO_3^-	73,9	(82)	N : NH_3, NO_3	Fe, Co. Cu, Mo. Mn. B, Zn	O_2
Mg^{2+}	17,4	(33)	SO_4^{2-}	16,0	(8)	P organic	vitamine, compuși humici	N_2
Na^+	15,7	(26)	Cl^-	10,1	(10)	P anorganic	inhibitori și stimulatori	CO_2
K^+	3,4	(7)				Si și SiO_2, $HSiO_3$	metaboliți etc.	

a — Valorile din paranteză pentru Lacul Tanganyika

Europa au raportul cationi bivalenți și cationi monovalenți $(Ca^{2+}+Mg^{2+})/(Na^++K^+)$ mai mare decît 1, ceea ce înseamnă că ponderea o au cationii bivalenți, iar dintre anioni predomină bicarbonatul. Diferențierea apelor continentale din punct de vedere al compoziției ionice se realizează și în sensul că, deși în ansamblu cationii bivalenți predomină, totuși se schimbă ponderea concentrațiilor de calciu și magneziu. Astfel, apele Lacului Tanganyika conțin 8 mmol/l cationi din care magneziul reprezintă 45%, sodiul 35%, potasiul 11% iar calciul 9%. După cum se observă în acest lac magneziul este cationul dominant, spre deosebire de majoritatea lacurilor europene în care predomină calciul. Din totalul de 7,8 mmol/l anioni, 89% îl reprezintă bicarbonatul și carbonatul și clorul 10% (Talling 1965 citat de Golterman).

Urmărind în spațiu fluctuațiile în compoziția ionică a apelor continentale se poate contura limita opusă a domeniului de fluctuație, reprezentată de o compoziție ionică în care cationul dominant este sodiul iar dintre anioni, dominant este clorul, ceea ce determină un raport $Ca^{2+}+Mg^{2+}/Na^++K^+$ subunitar.

Ionul hidrogen este prezent totdeauna în ecosistemele acvatice continentale dar are o contribuție semnificativă în balanța ionică numai în cazul cînd apele au $pH<4$. Se consideră că aciditatea are efecte selective pronunțate, în special datorită faptului că este asociată cu valori reduse ale concentrațiilor altor ioni. De asemenea, anionul hidroxid (OH^-) poate să apară în apele puternic alcaline dar numai asociat cu cantități mari de carbonat și bicarbonat. Rolul său în balanța ionică poate să devină semnificativ numai în rare cazuri. În contextul balanței ionice ponderea anionilor fosfat (PO_4^{3-}) și azotat (NO_3^-), precum și a altor compuși ai azotului (în special NH_3) este neglijabilă, însă din punct de vedere al contribuției lor în procesul de biosinteză a substanței organice de către producătorii primari și în consecință în realizarea producției biologice au un rol esențial.

Desigur, deși în multe ape continentale, o serie de cationi cum ar fi Fe, Cu, Mn, Zn, Mo se află în cantități foarte mici sau sub formă de urme, rolul lor în structurarea și realizarea producției biologice a biocenozelor naturale nu trebuie neglijat. Fluctuațiile cu caracter de zgomot în compoziția ionică a apelor continentale și oceanice (în special apele de coastă) sînt determinate de activitatea omului care se soldează, de cele mai multe

ori, cu introducerea în aceste ape a unor cantități mari de fosfor, azot sau alte elemente care, în mod natural, au pondere neglijabilă în balanța ionică. Efectele unor asemenea fluctuații se concretizează în modificări profunde ale calității și cantității producției biologice.

Asupra mecanismelor de răspuns ale populațiilor naturale, la fluctuațiile din compoziția ionică a mediului nu vom face referiri în acest paragraf deoarece acestea asigură în cea mai mare parte răspunsurile la fluctuațiile salinității și, ca urmare, vom face o scurtă analiză în următorul paragraf.

SALINITATEA (S‰)

Un important factor chimic în ecosistemele acvatice îl reprezintă salinitatea, ale cărei fluctuații în spațiu și timp influențează profund compoziția specifică a biocenozelor naturale, induce adaptări complexe ca mecanisme de răspuns la populațiile naturale și condiționează răspîndirea geografică a speciilor.

Salinitatea reprezintă greutatea elementelor solvite exprimată în grame, care poate fi obținută dintr-un kg de apă marină în vacuum, la o temperatură de 480 °C (Tait, 1972 ; Papadopol, 1978). Această definiție implică oxidarea completă a substanțelor organice, transformarea carbonaților în oxizi și înlocuirea halogenilor (clor, brom, iod) care se pierd prin deshidratare, cu o greutate echivalentă de clor.

Pentru apa marină standard această greutate reprezintă 35 g/kg apă, valoare obținută prin însumarea ionilor majori, prezentată în tabelul 2.

Așa cum am prezentat în paragraful anterior, pentru apele oceanelor și ale mărilor deschise se poate considera că proporția relativă dintre ionii care reprezintă 99,9% din materialul dizolvat, rămîne constantă chiar dacă salinitatea (greutatea totală a lor) se modifică.

Avînd în vedere această constatare, se poate spune că este suficient să se cunoască concentrația oricărui ion pentru a se determina salinitatea. În general determinările de salinitate s-au făcut prin titrarea prealabilă a apei marine cu o soluție de azotat de argint, urmată de precipitarea halogenilor, în special clor și urmele de brom, cîntărirea precipitatului și exprimarea rezultatului în grame clor/kg. Cantitatea totală de halogeni exprimată în grame clor/kg, după substituirea bromului și iodului cu o greutate echivalentă de clor, reprezintă clorinitatea (Cl‰).

Dispunînd de valoarea clorinității, se calculează salinitatea după relația :

$$S‰ = 0{,}03 + 1{,}805\ (Cl‰) \qquad (7)$$

Apa marină este o soluție complexă a cărei compoziție ionică și salinitate sînt determinate de echilibrul dintre ratele de intrare și ieșire ale ionilor, de intensitatea procesului de evaporare și de valoarea influxului de ape dulci.

Permanent este o intrare de săruri solvite, ca rezultat al proceselor de spălare și eroziune a rocilor și o scurgere din masa apei prin procese de precipitare și depunere în sedimente.

Ca urmare, salinitatea apei mărilor și oceanelor, care ocupă în cea mai mare parte suprafața Terrei, fluctuează spațial în limite foarte largi (5%—260%) și în limite relativ restrînse în timp.

În general se consideră că apele oceanice au salinitatea cuprinsă în domeniul 34—36‰ dar, datorită faptului că sînt diferențieri în spațiu în

ceea ce privește regimul pluviometric, rata de evaporare și în circulația apelor, se constată valori ale salinității în afara domeniului menționat. Astfel apele de suprafață din M. Sargaselor (Atlanticul de Nord) și din zona de est a Braziliei (Atlanticul de Sud) au salinitatea de 37‰, datorită unei rate de evaporare > decît regimul precipitațiilor și a unei circulații foarte reduse a apelor. În Oceanul Arctic, apele de suprafață au salinitatea cuprinsă între 28 și 33,5‰, în raport cu alternanța îngheț—dezgheț. Apa mărilor interioare se îndepărtează semnificativ din punct de vedere al salinității, de apa marină standard. Astfel, în Marea Baltică, apele dulci reduc salinitatea de la 29‰ în zona Kattegat pînă la mai puțin de 5‰ în Golful Botnic. În Marea Neagră, apele dulci introduse de Dunăre, Nipru și Nistru, reduc salinitatea apelor de suprafață la 17—18‰. Apa de suprafață a mărilor interioare din zonele calde, datorită ratei mult mai mari de ieșire a apei din bazin prin evaporare, comparativ cu intrarea de apă, reprezentată de ploi și scurgeri de pe uscat, salinitatea depășește cu mult valoarea standard (35‰). Astfel, în partea de est a Mediteranei, salinitatea atinge valoarea de 39‰, iar în M. Roșie depășește 40‰.

Subliniem, de asemenea, că apele zonei neritice se deosebesc atît prin compoziția ionică cît și prin salinitate de apele tipic oceanice și fluctuează în limite destul de largi în timp, în funcție de debitul scurgerilor de apă de pe uscat.

Desigur, nu putem încheia caracterizarea sumară a oscilațiilor salinității apelor marine fără a sublinia modificările severe în spațiu și timp ale salinității apelor în zona estuarelor marilor fluvii și a lagunelor. În aceste zone de amestec ale apelor continentale cu cele marine se realizează un gradient al salinității de la apa dulce la apa tipic marină sau hiperhalină, cu oscilații în timp de mare frecvență și amplitudine pentru fiecare punct din spațiu.

Pentru a surprinde mai clar particularitățile acestor zone, vom face referiri la o schemă ipotetică a unei lagune (v. fig. 16) în care se diferențiază 4 zone distincte din punct de vedere al salinității. După cum se poate observa, schimburile de apă cu marea se fac de regulă printr-un canal îngust comparativ cu perimetrul lagunei, fapt care determină realizarea unui gradient longitudinal al salinității și o diminuare considerabilă a influenței oscilațiilor de nivel ale mării provocate de flux și reflux, situație cu totul diferită de cea întîlnită în estuare unde oscilațiile de nivel ale mării, determină modificări profunde ale gradientului (Barnes, 1980).

Gradientul longitudinal de salinitate din lagună, deși relativ stabil pe intervale de timp scurte (săptămîni, luni), se poate modifica mai ales sezonal, în concordanță cu oscilațiile principalilor factori care controlează acest gradient : debitul intrărilor de apă dulce de pe continent și volumul de apă evaporat. Diferențierea în lungul gradientului de salinitate a unor zone cu ape predominant de origine continentală (ape dulci), cu ape salmastre (amestec 5—20‰), ape tipic marine (20—40‰) și cu ape hiperhaline (40—260‰), va determina în mod corespunzător o diferențiere a biocenozelor, de la biocenoze în a căror componență predomină speciile de apă dulce, la biocenoze în care se amestecă speciile de apă dulce cu cele marine și pînă la biocenoze constituite numai din specii tipic marine.

Trebuie să subliniem faptul că, de cele mai multe ori, lagunele nu posedă cele patru compartimente schițate, ci numai unul sau două compartimente. De asemenea, menționăm că prin izolarea completă de mare, lagunele pot evolua către lacuri de apă dulce sau lacuri hipersaline.

Apele hiperhaline, sînt apele marine supuse unui pronunţat proces de evaporare şi populate de specii tipic marine, iar apele hipersaline sînt ape continentale cu compoziţia ionică profund modificată (predomină cationul sodiu şi anionul clor) şi care sînt populate de specii de apă dulce adaptate la aceste condiţii (Barnes, 1980).

Fluctuaţiile salinităţii în limitele pe care le-am precizat, au predominant caracter de regim, fapt care determină ca acest factor ecologic să exercite o puternică presiune selectivă, inducînd la populaţiile naturale din ecosistemele acvatice adaptări complexe, morfologice, fiziologice şi biochimice. Aceste adaptări reprezintă în general mecanisme complexe de răspuns care să asigure, fie menţinerea unui echilibru osmotic între mediul intern şi extern, fie controlul între anumite limite a presiunii osmotice a mediului intern independent de modificările salinităţii şi deci a presiunii osmotice în mediul extern.

Cu excepţia teleosteoenilor şi a vertebratelor superioare, celelalte grupe de organisme care populează mediul marin se află în marea lor majoritate în echilibru osmotic cu mediul extern (poichilosmotice). La aceste organisme compoziţia ionică a mediului intern este foarte asemănătoare cu a apei marine, conţinînd mult sodiu şi clor şi relativ puţin potasiu, magneziu şi sulfat (tabelul 4).

TABEL 4

Concentraţia ionilor în mediul intern al unor nevertebrate marine (g/kg) (după Tait, 1972)

Apa marină S‰=34,3	Na	K	Ca	Mg	Cl	SO_4
	10,6	0,38	0,40	1,27	19,0	2,65
Aurelia aurita	10,2	0,41	0,39	1,23	19,6	1,46
Arenicola marina	10,6	0,39	0,40	1,27	18,9	2,44
Carcinus maenas	11,8	0,47	0,52	0,45	19,0	1,52
Mytilus edulis	11,5	0,49	0,50	1,35	20,8	2,94
Phallusia mammillata	10,7	0,40	0,38	1,28	20,2	1,42

Modificări ale salinităţii externe produc, în mod obişnuit, modificări ale presiunii osmotice a mediului intern prin intrarea sau ieşirea apei în raport cu gradientul de concentraţie menţinîndu-se în felul acesta echilibrul osmotic.

Fiecare specie poate să-şi ajusteze compoziţia şi concentraţia mediului intern, în vederea conservării echilibrului osmotic, numai în anumite limite (limite de toleranţă) şi orice modificări ale salinităţii care induc presiuni osmotice situate în afara limitelor de toleranţă determină dereglaje metabolice uneori ireversibile.

Majoritatea speciilor care populează oceanul şi mările deschise au limite de toleranţă foarte înguste, fiind cunoscute ca forme *stenohaline*, în timp ce speciile care populează zona neritică şi estuarele au limite de toleranţă foarte largi (*eurihaline*).

Atît speciile stenohaline cît şi cele eurihaline care au comportament poichilosmotic, îşi asigură răspunsul la fluctuaţiile salinităţii mediului în principal pe două căi ;

— permeabilitate ridicată pentru apă şi ioni la nivelul suprafeţei corpului şi reglaj al presiunii osmotice la nivel celular prin modularea concentraţiei de aminoacizi liberi (Newell, 1976 ; Lockood, 1967).

Este bine cunoscut comportamentul poichilosmotic al speciilor eurihaline : *Arenicola marina, Mytilus edulis, Mya arenaria, Balanus balanoides, Nereis pelagica,* precum și al altor specii care populează zonele de coastă.

O bună parte dintre speciile eurihaline au capacitatea de a controla, în cadrul unor limite, concentrația mediului intern, independent de modificările salinității mediului. Controlul presiunii osmotice interne (osmoreglare) presupune un transport ionic activ împotriva gradientului de concentrație, transport care se realizează cu importante cheltuieli energetice și o reducere a ratei de intrare sau ieșire a apei din organisme. În cazul în care indivizii controlează o presiune osmotică internă mai mică decît a mediului extern, speciile au comportament hiposmotic, iar dacă controlează o presiune osmotică internă mai mare decît a mediului extern, speciile au comportament hiperosmotic.

Speciile care suportă fluctuații în limite largi ale salinității mediului și sînt osmoregulatoare își extind arealul din zone cu ape tipic marine către zone cu ape salmastre (5‰—20‰) și chiar zone cu ape dulci (<5‰), controlînd în mediul intern o presiune osmotică mai mare (hiperosmotice) prin pomparea apei din corp și preluarea ionilor din mediu. Deoarece transportul activ al ionilor presupune cheltuieli de energie tot mai mari, pe măsură ce ar crește diferența dintre concentrația mediului intern și extern, de regulă procesul de osmoreglare este amorsat la o anumită valoare a presiunii osmotice interne, ceea ce înseamnă că, pentru un anumit domeniu de valori ale salinității, organismele sînt în echilibru osmotic cu mediul extern.

Pentru reglajul unei hipertonii a mediului intern în raport cu mediul extern salmastru sau chiar tipic de apă dulce, s-au diferențiat la speciile marine, diferite adaptări (mecanisme de răspuns), în special morfologice și fiziologice, care le-au permis depășirea barierei critice de 5—8‰.

Fără a intra în detalii, facem o grupare a principalelor mecanisme de răspuns ale speciilor de nevertebrate :

— talie mare a indivizilor și impermeabilitatea suprafeței corpului determinînd o hipertonie pronunțată a mediului intern dar cu cheltuieli energetice moderate (*Potamon niloticus* — crab) ;

— talie mare a indivizilor, permeabilitate a suprafeței corpului și formarea de urină hipotonică (*Palinurus vulgaris* — langusta) ;

— talie mică, hipertonie redusă a mediului intern și formarea de urină hipotonică (*Gammarus* sp.) ;

— permeabilitate pronunțată a suprafeței corpului, indiferent de talie și formare de urină hipotonică (*Mollusca, Annelida*).

Speciile de organisme marine care își extind arealul în ape hiperhaline (*Palaemonetens varians* — creveți ; *Gorimosphaeroma oregonensis* — isopod) sau specii de apă dulce care populează apele continentale hipersaline (*Artemia salina* etc.), controlează o hipotonie a mediului intern prin preluarea apei din mediu, reducerea pierderilor de apă și pomparea ionilor împotriva gradientului de concentrație.

OXIGENUL

Conținutul în oxigen al straturilor inferioare ale atmosferei este de 20,95%, fapt care determină ca majoritatea grupelor de organisme care populează ecosistemele terestre să utilizeze calea aerobă pentru elibera-

rea energiei din substrat, în vederea desfășurării activității. Prin urmare, O_2, în general nu intervine ca un factor limitant în generalizarea căii aerobe.

Putem considera concentrația oxigenului din aer ca fiind un factor care influențează determinarea componenței specifice a comunităților de organisme care populează solul și a comunităților din ecosistemele de mare altitudine, datorită pe de o parte dificultăților de aerare a solului cel puțin în anumite perioade, sau pe de altă parte, reducerii presiunii atmosferice și conținutului în oxigen al atmosferei în straturile superioare. Cu unele excepții, oxigenul nefiind un factor ecologic limitant în ecosistemele terestre, nu considerăm necesar să mai facem referiri în acest capitol privind efectele sale asupra biocenozelor componente.

Cantitatea de oxigen și fluctuațiile acesteia în timp și spațiu, cu caracter de regim și de zgomot, reprezintă un important factor ecologic în cazul ecosistemelor acvatice, determinînd componența specifică a biocenozelor din aceste ecosisteme, avînd un pronunțat caracter selectiv, care se concretizează în elaborarea unor mecanisme complexe de răspuns (morfologice, fiziologice și biochimice) ale populațiilor naturale și reprezintă, alături de temperatură și salinitate, un principal factor care modulează în timp și spațiu intervenția populațiilor în desfășurarea funcțiilor ecosistemului.

Oxigenul este considerat un gaz cu solubilitate relativ scăzută în apă, solubilitate puternic influențată de temperatură, salinitate și presiunea atmosferică. Pentru anumite valori particulare de temperatură, salinitate și presiune atmosferică, cantitatea de oxigen dizolvată în apă reprezintă concentrația de echilibru (de saturație) (tab. 5).

Dar, fluctuația în timp și spațiu a concentrației de oxigen dizolvat în apele naturale nu este determinată numai de variațiile factorilor menționați (salinitate, temperatură, presiune atmosferică), ci și de o serie de alți factori biotici și abiotici dintre care cei mai importanți sînt :

— eliberarea oxigenului în procesul de fotosinteză, efectuat de macrofitele acvatice și de fitoplancton ;

— consumul de oxigen de către toate populațiile de organisme din componența biocenozelor, incluse în ecosistemele acvatice (folosirea oxigenului ca ultim acceptor de electroni în procesul respirației) ;

— adîncimea și stratificarea apei ;

— mișcările apei (curgere, curenți, valuri, convecția termică) ;

— încărcătura apei în substanță organică ;

— încărcătura apei cu agenți puternic reductori (H_2S, FeS etc.).

Mișcările apei și activitatea fotosintetizatoare a plantelor influențează în sensul creșterii gradului de oxigenare al apei, mergînd pînă la suprasaturare în timp ce ceilalți factori menționați, determină oscilații ale concentrației de oxigen sub valoarea concentrației de echilibru (saturație). În pîraiele de munte, cu ape repezi, în bălțile invadate cu vegetație macrofitică și în straturile superficiale (zona eufotică) ale ghiolurilor și lacurilor în care se dezvoltă masiv fitoplanctonul, concentrația oxigenului în timpul zilei se află la nivelul corespunzător saturației sau suprasaturației.

În pătura corespunzătoare zonei eufotice din ecosistemele de coastă, oceanul deschis sau mările interioare, concentrația oxigenului se apropie de valoarea la saturație. În schimb, pe timpul nopții, în bălțile invadate de vegetație, la interfața sediment apă, în păturile profunde ale ghiolurilor, lacurilor, mărilor și oceanului, concentrația oxigenului se reduce con-

TABEL 5

Concentrațiile de echilibru (mgO_2/l) ale oxigenului dizolvat în funcție de temperatură (la presiune de 760 mm Hg)

Temperatura	0,0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9
0	14,65	14,61	14,57	14,53	14,19	14,45	14,41	14,37	14,33	14,29
1	14,25	14,21	14,17	14,13	14,09	14,05	14,02	13,98	13,94	13,90
2	13,86	13,82	13,79	13,75	13,71	13,68	13,64	13,60	13,56	13,53
3	13,49	13,46	13,42	13,38	13,35	13,31	13,28	13,24	13,20	13,17
4	13,13	13,10	13,06	13,03	13,00	12,96	12,93	12,89	12,86	12,82
5	12,79	12,76	12,72	12,69	12,66	12,62	12,59	12,56	12,53	12,49
6	12,46	12,43	12,40	12,36	12,33	12,30	12,27	12,24	12,21	12,18
7	12,14	12,11	12,08	12,05	12,02	11,99	11,96	11,93	11,90	11,87
8	11,84	11,81	11,78	11,75	11,72	11,70	11,67	11,64	11,61	11,58
9	11,55	11,52	11'49	11,47	11,44	11,41	11,38	11,35	11,33	11,30
10	11,27	11,24	11,22	11,19	11,16	11,14	11,11	11,08	11,06	11,03
11	11,00	10,98	10,95	10,93	10,90	10,87	10,85	10,82	10,80	10,77
12	10,75	10,72	10,70	10,67	10,65	10,62	10,60	10 57	10,55	10 52
13	10,50	10,48	10,45	10,43	10,40	10,38	10,36	10,33	10,31	10,28
14	10,26	10,24	10,22	10,19	10,17	10,15	10,12	10,10	10,08	10,06
15	10,03	10,01	9,99	9,97	9,95	9,92	9,90	9,88	9,86	9,84
16	9,82	9,79	9,77	9,75	9,73	9,71	9,69	9,67	9,65	9,63
17	9,61	9,58	9,56	9,54	9,52	9,50	9,48	9,46	9,44	9,42
18	9,40	9,38	9,36	9,34	9,32	9,30	9,29	9,27	9,25	9,23
19	9,21	9,19	9,17	9,15	9,13	9,12	9,10	9,08	9,06	9,04
20	9,02	9,00	8,98	8,97	8,95	8,93	8,91	8,90	8,88	8,86
21	8,84	8,82	8,81	8,79	8,77	8,75	8,74	8,72	8,70	8,68
22	8,67	8,65	8,63	8,62	8,60	8,58	8,56	8,55	8,53	8,52
23	8,50	8,48	8,46	8,45	8,43	8,42	8,40	8,38	8,37	8,35
24	8,33	8,32	8,30	8,29	8,27	8,25	8,24	8,22	8,21	8,19
25	8,18	8,16	8,14	8,13	8,11	8,10	8,08	8,07	8,05	8,04
26	8,02	8,01	7,99	7,98	7,96	7,95	7,93	7,92	7,90	7,89
27	7,87	7,86	7,84	7,83	7,81	7,80	7,78	7,77	7,75	7,74
28	7,72	7,71	7,69	7,68	7,66	7,65	7,64	7,62	7,61	7,59
29	7,58	7,56	7,55	7,54	7,52	7,51	7,49	7,48	7,47	7,45
30	7,44	7,42	7,41	7,40	7,38	7,37	7,35	7,34	7,32	7,31

siderabil, situîndu-se predominant sub 1 mg O_2/l iar în anumite zone și anumite momente, se instalează condiții de anaerobioză. Deci, se poate evidenția o diferențiere în spațiu a diferitelor tipuri de ecosisteme acvatice (rîuri, pîraie, bălți, ghioluri, lacuri, mări etc.) care se caracterizează prin domenii particulare de fluctuații ale concentrației oxigenului, precum și o diferențiere spațială pe verticală în cadrul aceluiași ecosistem acvatic (lac, mare, ocean), fiecărui strat fiindu-i caracteristice anumite domenii de fluctuație a concentrației oxigenului. Subliniem, de asemenea, fluctuațiile în timp (diurne, sezoniere), mai ales în ecosistemele acvatice continentale și în straturile superficiale ale ecosistemelor marine. În raport cu aceste oscilații în spațiu și timp, care sînt de fapt oscilații cu caracter de regim, se constituie din punct de vedere structural biocenozele acestor ecosisteme și nivelul producției biologice.

Oscilațiile concentrației de oxigen cu caracter de zgomot pot avea loc în bazine acvatice continentale, în care se realizează pentru anumite intervale scurgeri de ape reziduale cu mare încărcătură în substanța organică sau în compuși chimici puternic reducători, sau în bazine în care, datorită fenomenului de eutrofizare, se produce dezvoltarea masivă a algelor (înflorire) monocelulare, acumularea unei mari cantități de materie organică și, în consecință, scăderea drastică pînă la anoxie a concentrației de oxigen.

Din punct de vedere evolutiv, extinderea catabolismului prin achiziționarea metabolismului oxidativ, care are ca treaptă finală reducerea oxigenului molecular, reprezintă un fenomen relativ recent (Wald, 1964), care a contribuit într-o măsură foarte mare la maximalizarea eficienței energetice prin reducerea energiei cheltuite în activitate. Deci, sursa de energie ca factor limitant a indus elaborarea acestui mecanism eficient de răspuns, asigurînd o plasticitate mai mare speciilor.

Pentru a înțelege repercusiunile fluctuațiilor concentrației de oxigen trebuie să avem în vedere faptul că semnificația proceselor adaptative de la nivelul populațiilor naturale, aparținînd diferitelor specii, este aceea de a asigura supraviețuirea și menținerea acestora în ecosisteme în care unul sau altul din factorii de mediu iau valori critice pentru intervale mai scurte sau mai lungi de timp, permițînd exploatarea altor condiții favorabile de mediu, în special sursa de energie.

În acest sens nu trebuie să considerăm că mediile acvatice în care se realizează temporar sau permanent condiții de hipoxie sau anoxie, dar care dispun de surse energetice importante, ar fi improprii pentru majoritatea grupelor de organisme acvatice, chiar dacă popularea și exploatarea acestor medii implică sacrificarea parțială sau totală a eficienței metabolismului oxidativ și reducerea catabolismului parțial sau total la reacțiile anaerobe ancestrale.

Implicațiile majore ale reducerii concentrației de oxigen în mediu pînă la anoxie, asupra populațiilor naturale de organisme acvatice, sînt strîns legate de bilanțul energetic al acestora (vezi pag. 250), exprimat într-o formă sintetică de ecuația :

$$A-(R+U)=P+G \qquad (8)$$

unde :

A = energia asimilată de populație din cantitatea de energie consumată (C). [A = C—F ; F = energia stocată în excremente] ;

R = energia cheltuită pentru menținerea populației, echivalentă consumului de oxigen ;

U = energia echivalentă substanțelor organice excretate sau altor substanțe organice dizolvate, eliminate în mediu ;

P = energia echivalentă producției secundare ;

G = energia echivalentă biomasei gameților.

Strategia tuturor populațiilor naturale este de a menține bilanțul energetic la valori pozitive, pentru a asigura creșterea și reproducerea, condiție esențială pentru persistența acestora în ecosistemele care le integrează (Bayne, Thomson, Widdows, 1973 ; Vădineanu, 1980 ; Newell, 1976). Orice factor care ar determina creșterea cantității de energie cheltuite (R) pentru menținere va induce indirect reducerea cantității de energie dirijată în creștere și reproducere.

Dintre factorii care determină intensificarea cheltuielilor energetice cu efecte ce pot merge pînă la realizarea de valori negative ale bilanțu.ui energetic pe anumite intervale de timp, sînt de luat în considerare nivelul activității populației, creșterea temperaturii și în consecință intensificarea proceselor metabolice și mai ales reducerea cantității de oxigen accesibil care determină creșterea ponderii reacțiilor anaerobe pentru eliberarea energiei din substrat.

Avînd în vedere implicațiile fluctuațiilor cu caracter de regim și de zgomot ale concentrației de oxigen din mediile acvatice asupra valorii bilanțului energetic, este absolut necesar ca la nivelul populațiilor naturale să se diferențieze mecanisme de răspuns morfofiziologice, comportamentale și biochimice care să asigure persistența și să permită exploatarea resurselor energetice ale acestor medii.

Considerăm că nu este cazul să facem o descriere a acestor multiple adaptări și, în consecință, ne vom rezuma numai la a enumera pe cele care reprezintă cele mai eficiente mecanisme de răspuns în asigurarea valorii pozitive a bilanțului energetic :

— ventilarea activă a microhabitatului (larve de chironomide, polichete etc.) ;

— diferențierea sistemului circulator ;

— diferențierea în hemolimfă a pigmenților respiratori liberi *(Annelida, Molusca, Arthropoda),* reprezentați de clorocruorine, hemeritrine și hemoglobină.

Aceste adaptări asigură captarea și utilizarea oxigenului din mediu atunci cînd, în mod obișnuit, concentrația sa nu depășește 1—2 mg O_2/l, permițînd folosirea parțială a metabolismului oxidativ și menținerea la valori pozitive a bugetului energetic.

— Reducerea nivelului activității indivizilor.

— Independență parțială de temperatură a proceselor metabolice.

— Diferențierea din punct de vedere calitativ și cantitativ a enzimelor care alcătuiesc calea anaerobă, la organismele care suportă hipoxie avansată și anoxie pe perioade lungi de timp.

— Adiționarea unor căi enzimatice la așa-numita schemă convențională a glicolizei anaerobe, corelată cu o sporire a eficienței energetice de la 5% la 15—17% (Hochachka, Somero, 1976).

Folosind asemenea mecanisme de răspuns mai ales populațiile speciilor de nevertebrate reprezentate de moluște, polichete, oligochete, larve de insecte pot exploata resursele energetice din ecosistemele acvatice în care concentrația oxigenului se află pentru intervale largi de timp sub 1 mg O_2/l sau pot preveni valori negative ale bugetului energetic în condiții de anoxie.

Nu trebuie să se piardă din vedere faptul că, asupra oricărei populații naturale acționează un complex de factori și, ca urmare, și mecanismele de răspuns nu sînt unice, răspunzîndu-se pe multiple căi, desigur fiecare din ele cu pondere diferită.

CONCENTRAȚIA IONILOR DE HIDROGEN – *pH*

Prin disociere apa formează ionii de hidrogen H^+ și hidroxil OH^-, după relația :

$$H_2O = H^+ + OH^-$$

Deşi apa este o substanţă greu disociabilă, la temperatura de 25 °C, în apa chimic pură concentraţiile molare ale celor doi ioni sînt egale şi au valoarea de 10^{-7}.

Produsul concentraţiilor ionilor de hidrogen şi hidroxil, cunoscut ca produs ionic al apei, este constant şi reprezintă 10^{-14} ion g/l.

Datorită faptului că produsul ionic al apei rămîne constant chiar dacă în apă sînt prezente substanţe prin a căror disociere rezultă ionii hidrogen şi hidroxil, este suficient să se determine concentraţia unuia din ei, pentru determinarea procesului de disociere.

În practică se determină valorile concentraţiei ionului de hidrogen, valori care se modifică în domeniul $0—10^{-14}$. Datorită faptului că ar fi incomod să se lucreze cu aceste valori, s-a acceptat ca valorile concentraţiei ionilor de hidrogen să fie exprimate prin logaritmul în baza zece cu semnul schimbat (*p*H).

$$pH = -\log(H^+) \text{ sau } pH = \log \frac{1}{(H^+)}$$

Desigur, valorile logaritmului zecimal cu semn schimbat al concentraţiei ionilor de hidrogen (*p*H) se încadrează în domeniul 0 . . . 14.

Întrucît ionul hidrogen imprimă apei proprietăţi acide iar ionul hidroxil, proprietăţi bazice, atunci cînd concentraţia ionilor de H^+ va lua valori de la 0 la 10^{-14} (*p*H (0—14)), reacţia apei se va modifica corespunzător de la o reacţie puternic acidă la o reacţie puternic alcalină (tab. 6).

TABEL 6

Valorile *p*H-ului apei în funcţie de concentraţia de H^+ (după Trufas, 1975).

H*	1	10^{-1}	10^{-2}	10^{-3}	10^{-4}	10^{-5}	10^{-6}	10^{-7}	10^{-8}	10^{-9}	10^{-10}	10^{-11}	10^{-12}	10^{-13}	10^{-14}
*p*H	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
definiţie		foarte acide		acide		slab acide		neutru normal	slab alcaline		alcaline		foarte alcaline		
	mediu acid							neutru	mediu bazic						

— Care sînt factorii sau fenomenele care ar putea induce modificări ale concentraţiei ionilor de hidrogen şi, respectiv ale *p*H-ului, în domeniile menţionate ?

În primul rînd, fluctuaţiile concentraţiei ionilor de hidrogen şi, în consecinţă ale *p*H-ului, sînt determinate în mod direct de fluctuaţiile concentraţiei totale de CO_2 (exprimată de CO_2 liber, H_2CO_3, HCO_3^-, CO_3^{--}) şi în mod indirect de rata cu care se desfăşoară o serie de fenomene prin care se produce sau se fixează dioxidul de carbon.

Astfel, dacă concentraţia dioxidului de carbon liber sub formă gazoasă sau sub formă de acid carbonic (H_2CO_3) creşte, atunci concentraţia ionilor de hidrogen creşte la rîndul său, iar valoarea *p*H-ului scade, mediul avînd proprietăţi acide. Contrar, dacă rezerva bazică a mediului este mare, atunci cantitatea de dioxid de carbon sub formă legată (bicarbonaţi (HCO_3^-), carbonaţi (CO^{--};) creşte, reducîndu-se concentraţia ionilor de hidrogen şi

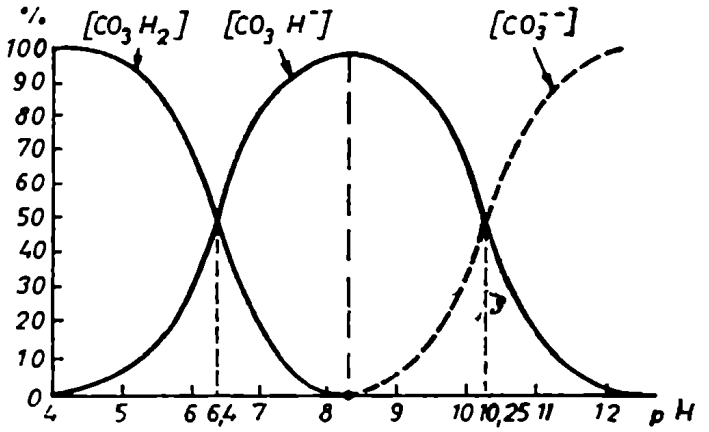


Fig. 31. Relaţia între *p*H şi diferite forme de CO_2. (După Trufaş, 1975).

crescînd valoarea *p*H-ului, imprimînd mediului proprietăţi alcaline (fig. 31).

În general, apele naturale conţin o cantitate mică de dioxid de carbon liber, cea mai mare parte de CO_2 aflîndu-se sub formă de ioni bicarbonat (HCO_3^-), echilibraţi cu ioni de calciu şi magneziu. Pentru anumite condiţii de presiune atmosferică, temperatură a apei şi salinitate, este caracteristică o stare de echilibru între CO_2 liber şi cel legat sub formă de bicarbonat. În condiţii de echilibru nu au loc reacţii de disociere sau precipitare şi este caracteristică o anumită valoare a *p*H-ului.

În cazul în care, în timp sau în spaţiu, se produc fluctuaţii de temperatură sau salinitate se înţelege că se va modifica starea de echilibru prin procese de disociere sau precipitare şi în consecinţă se va modifica valoarea *p*H-ului. Este în acelaşi timp foarte probabil ca pentru intervale de timp relativ restrînse să nu aibă loc fluctuaţii semnificative de temperatură sau salinitate, dar să se producă intrări sau ieşiri de dioxid de carbon liber care vor perturba starea de echilibru.

Inainte de a caracteriza reacţiile chimice care constituie un sistem tampon eficace în reajustarea stărilor de echilibru dintre dioxidul de carbon liber şi legat, şi în mod indirect a *p*H-ului, se impune să indicăm principalele fenomene răspunzătoare de intrarea sau ieşirea dioxidului de carbon liber în ecosistemele acvatice.

— Principala cale de intrare a CO_2 şi deci de depăşire a concentraţiei la echilibru o reprezintă respiraţia tuturor populaţiilor de animale, plante şi microorganisme componente ale biocenozelor din ecosistemele acvatice. Secundar se poate obţine o creştere a concentraţiei dioxidului de carbon liber din apă, ca rezultat al creşterii presiunii parţiale a gazului în atmosferă.

În ceea ce priveşte reducerea concentraţiei de dioxid de carbon liber sub valoarea corespunzătoare stării de echilibru, principalul proces implicat îl reprezintă fotosinteza, proces care se desfăşoară la nivelul producătorilor primari (macrofite şi alge) şi care presupune reducerea dioxidului de carbon liber şi biosinteza substanţelor organice.

Deci, modificarea biomasei producătorilor primari şi variaţia ratei procesului de fotosinteză condiţionează rata fixării dioxidului de carbon în substanţa organică şi desigur rata reducerii CO_2 liber. Desigur, o reducere a presiunii parţiale a CO_2 în atmosferă presupune difuzia dioxidului de carbon din apă pînă la echilibru.

În bazinele acvatice în care concentrația de dioxid de carbon a crescut peste valoarea la echilibru, datorită reducerii ratei fotosintezei și intensificării respirației, se stabilește o nouă stare de echilibru prin solubilizarea și transformarea carbonatului în bicarbonat, după reacția :

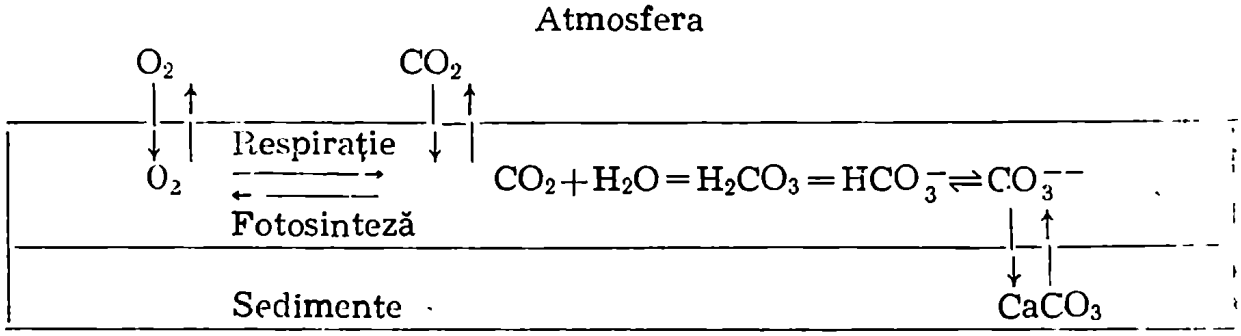
$$CaCO_3 + CO_2 + H_2O \rightarrow Ca(HCO_3)_2$$

De remarcat că orice dezechilibrare în sensul creșterii cantității de dioxid de carbon liber este însoțită de o creștere a concentrației ionilor de hidrogen și de o reducere a *p*H-ului. În bazinele acvatice în care concentrația de CO_2 liber scade datorită dezvoltării masive a plantelor și intensificării fotosintezei sau datorită creșterii temperaturii și salinității, reechilibrarea se realizează la nivelul sistemului tampon prin disocierea bicarbonatului și precipitarea carbonatului, după reacția :

$$Ca(HCO_3)_2 \rightarrow CaCO_3 + CO_2 + H_2O$$

Reducerea drastică a cantității de dioxid de carbon liber din masa apei în perioadele cu activitate fotosintetică intensă este asociată cu reducerea concentrației ionilor de hidrogen și creșterea considerabilă a *p*H-ului.

Reacțiile care caracterizează sistemul tampon, precum și conexiunile acestuia cu principalele fenomene care tind să dezechilibreze sistemul, pot fi prezentate unitar (Rankama, Sahama, 1970), astfel :



Deși variația *p*H-ului este dependentă în principal de variația raportului dintre cantitatea de CO_2 liber și ionii HCO_3^- și CO_3^{--}, nu trebuie totuși neglijat rolul altor factori. Astfel, conținutul în substanțe humice, precum și conținutul în săruri feroase al apei, influențează serios valoarea concentrației ionilor de hidrogen. Sărurile feroase prin hidroliză contribuie la creșterea concentrației ionilor

$$Fe^{+1} + 2\ H_2O = Fe(OH)_2 + 2\ H^+$$

de hidrogen. Așa se explică faptul că apele feruginoase și cele din mlaștini au $pH < 4$.

De asemenea, fluctuațiile *p*H-ului sînt determinate parțial de fluctuațiile concentrațiilor de O_2 și ale principalelor elemente biogene (NO_3^-, P). S-a constatat că, valori scăzute ale concentrației de ogixen, precum și ale concentrațiilor de azot și fosfor în apă, sediment și sol, sînt asociate cu valori scăzute ale *p*H-ului (Trufaș, 1975).

Deși domeniul maxim de fluctuație a *p*H-ului este delimitat de valorile 0 și 14, în marea majoritate a bazinelor acvatice, marine și continentale, acesta ia valori într-un domeniu mult mai restrîns (6—8,5). Fluctuațiile de *p*H în cadrul acestui domeniu restrîns sînt determinate de factorii

menționați și au caracter de regim, fiind mai ales fluctuații sezoniere și diurne precum și fluctuații în spațiu.

Numai în puține bazine acvatice continentale *p*H-ul se menține la valori reduse, caracterizînd medii acide și puternic acide. Așa stau lucrurile într-o serie de lacuri din taiga și tundră unde *p*H-ul poate să scadă pînă la 3—4 (Saukov, 1954) și în lacurile japoneze, Onuma și Katanuma în care, datorită alimentării din izvoare bogate în acid sulfuric, *p*H-ul scade pînă la 2,8 și respectiv 1,9 (Trufaș, 1975).

Fluctuații ale *p*H-ului cu valoare de zgomot se produc în special în bazinele acvatice continentale datorită deversării apelor reziduale cu conținut bogat în acizi sau baze tari.

Cu toate că *p*H-ul reprezintă un factor important care caracterizează proprietățile chimice ale bazinelor acvatice și solului, fluctuațiile sale nu sînt considerate direct implicate în delimitarea arealului speciilor și deci în determinarea structurii biocenozelor naturale (Krebs, 1972).

Fluctuațiile concentrației ionilor de hidrogen se reflectă însă, direct sau indirect, în dinamica parametrilor structurali și funcționali ai populațiilor naturale și influențează rolul pe care acestea îl îndeplinesc în activitatea biocenozelor.

Am caracterizat în acest capitol referitor la structura biotopului, principalele componente subliniind cauzele care determină fluctuațiile lor în timp și spațiu, efectele acestor fluctuații cu caracter de regim și de zgomot asupra structurii și funcționării biocenozelor naturale. Nu trebuie să se înțeleagă faptul că, în cercetarea ecologică, biotopul trebuie redus la factorii ecologici caracterizați, ci trebuie să se aibă în vedere că orice componentă a biotopului, prin fluctuațiile sale într-un domeniu mai îngust sau mai larg, participă la structurarea biocenozelor și la modularea în spațiu și timp a nivelului productivității biologice.

INTERACȚIUNEA FACTORILOR ABIOTICI

Examenul făcut pînă acum al diferiților factori abiotici ar putea duce la ideea greșită, generată de necesitatea expunerii, că fiecare factor analizat acționează de sine stătător. În realitate acești factori acționează concomitent asupra indivizilor, populațiilor și ecosistemelor și mai ales se află într-o permanentă și indisolubilă interacțiune. Interacțiunea factorilor abiotici face ca efectele ecologice ale lor să fie cu totul diferite de al influenței oricărui factor luat izolat.

În ecosistemele terestre, temperatura ridicată combinată cu umiditatea scăzută (secetă) sau cu umiditatea crescută, au efecte ecologice foarte diferite : ele pot schimba atît limitele de toleranță cît și optimum termic sau hidric la numeroase specii, la fiecare în mod diferit. Tot așa temperatura scăzută combinată cu uscăciunea sau cu umiditatea crescută — are acțiune ecologică diferită, putînd favoriza unele specii și defavoriza altele. De pildă, s-a constatat că la lepidopterul *Yponomeuta malinella* — un important dăunător al mărului, intervalul optim de temperatură și umiditate relativă este de 21°—28 °C și 55%—95% umiditate relativă. Depășirea acestui interval prin ridicarea sau scăderea, fie a temperaturii, fie a umidității relative, duce la creșterea ratei de mortalitate.

În ecosistemele acvatice, cantitatea de oxigen solvit în apă este adesea decisivă pentru structura și funcționarea biocenozei. Dar, această cantitate depinde de temperatura apei, de salinitate, de acțiunea vîntului, de adîncimea și de mișcarea apei, de natura fundului apei, de dezvoltarea vegetației acvatice etc.

Clima este rezultatul interacțiunii unor procese fizice din atmosferă (intrări și ieșiri de energie radiantă, deplasări ale maselor de aer purtătoare de căldură și umiditate) cu structura substratului (învelișul vegetal, structura solului, apa, zăpada etc.), interacțiune desfășurată în anumite condiții geografice (latitudine, altitudine, configurația reliefului, a uscatului și a apei etc.).

Factorul esențial în determinarea climei îl reprezintă bilanțul termic al fiecărui punct — rezultat al intrărilor de energie radiantă (energie solară), al absorbției și dispersiei acestei energii precum și a radierii de pe suprafața Pămîntului.

Din cauza formei rotunde a Pămîntului și a poziției lui variabile față de Soare, diferite zone ale planetei primesc cantități diferite de energie solară. În zonele polare, unghiul de incidență al razelor solare este cel mai mic, Soarele este cel mai aproape de orizont, de aceea pe unitatea de suprafață a planetei cantitatea de energie incidentă este minimă. Din contra, în punctele situate în zona dintre cele două tropice unghiul de incidență este maxim (apropiat de 90°) iar cantitatea de energie incidentă este și ea maximă. Din această cauză, în zona polară, atît substratul (solul, apa, roca) cît și aerul sînt reci și devin tot mai calde spre zona ecuatorială. Aerul rece reține puțină apă (vezi paragraful umiditatea); de aceea în zona polară clima este în general rece și uscată iar, cu cît mergem spre ecuator — devine mai caldă și umedă. Deci, distribuția energiei radiante pe suprafața Pămîntului, în interacțiune cu temperatura și umiditatea, determină marile zone climaterice latitudinale — polară, temperată, tropicală, ecuatorială etc.

Regimul termic (generat de bilanțul energiei radiante), diferit în diferite zone, precum și la suprafața solului față de atmosfera mai înaltă, generează mișcările aerului — verticale și orizontale.

În zona ecuatorială la suprafața solului, aerul se încălzește, se încarcă cu o mare cantitate de vapori, se dilată, devine mai ușor și, ridicîndu-se la înălțime, se răcește iar aburii se condensează dînd ploaie. La Ecuator acest ciclu este zilnic, cu ploile ce cad în general în orele de după amiază. În zonele temperate, în cursul verii se produce adesea un fenomen asemănător: ploile torențiale, furtunile cu fulger și tunete — au loc mai ales după amiaza.

Deplasarea generală a aerului dinspre regiunile polare (reci) spre ecuator la suprafața Pămîntului (alizeele) se datorează aceleiași cauze generale — diferența dintre regimul termic al zonelor climaterice.

În aceeași zonă climatică, evaporarea la suprafața apei este mai intensă (la creșterea temperaturii cu 10 °C intensitatea evaporării aproape se dublează) decît la suprafața uscatului. De aceea, în zonele cu multă apă plouă mai frecvent. Din aceeași cauză în emisfera sudică (81% din suprafață este acoperită cu ocean, față de 61% în emisfera nordică) plouă mai mult decît în emisfera boreală.

În zonele calde, evaporarea intensă, cu circuitul rapid al apei — între suprafața solului și atmosferă, determină faptul important că este nevoie de o mai mare cantitate de precipitații pentru dezvoltarea vegetației decît

în zonele reci, unde acest circuit este mult mai lent şi apa rămîne mai multă vreme înmagazinată în sol. Astfel, aceeaşi cantitate de precipitaţii, 400—500 mm în zona tropicală, poate permite doar dezvoltarea unei savane sau chiar instalarea unui semideşert, iar în zonele temperate mai reci (Siberia, Canada) permite instalarea unor imense păduri.

Factorii climaterici menţionaţi (radiaţia, t°, umiditatea, vîntul) acţionează în anumite condiţii geografice. Clima concretă a unei regiuni este rezultatul acestei interacţiuni. De exemplu, în zonele de coastă, din cauza capacităţii calorice mari a apei, oceanul exercită o influenţă moderatoare asupra climei, făcînd-o mai caldă şi mai umedă, cu variaţii termice mai mici decît în interiorul continentului (clima continentală).

Un lanţ muntos în calea vînturilor umede dinspre ocean spre continent determină condensarea apei pe versanţii dinspre ocean şi poate determina instalarea unor zone foarte uscate de partea opusă vîntului. Aşa se explică instalarea zonelor deşertice din America de Nord. Clima unei zone este influenţată şi de altitudinea ei, de învelişul vegetal etc.

Rolul ecologic al climei — deci influenţa ei asupra structurii şi funcţionării ecosistemelor şi a populaţiilor depinde de : *1.* valorile absolute ale factorilor meteorologici (cantitatea de energie solară incidentă, t°, precipitaţii, vînt etc.) în fiecare zonă sau puncte examinate ; *2.* de configuraţia locală în care se găseşte ecosistemul sau populaţia dată (altitudinea, expoziţia, poziţia faţă de coastă, de curenţi aerieni sau oceanici etc. ; *3.* de scara spaţio-temporală a acţiunii factorilor meteorologici, raportată la dimensiunile organismelor : diferenţa dintre condiţiile în care o insectă se adăposteşte sub rozeta de frunze a unei păpădii şi mediul din afara acestui adăpost este comparabilă cu diferenţa dintre pădure şi cîmpie pentru un cerb, de pildă. Din aceste motive, din punctul de vedere al efectelor ecologice, examinarea climei este util să se facă la trei scări diferite : macroclima, mezoclima şi microclima.

Macroclima este clima unor întinderi mari de pe suprafaţa Pămîntului, de sute sau chiar mii de km. Ea este determinată de distribuţia zonală şi globală a factorilor climaterici, de specificul substratului pe mari întinderi (mare, cîmpie, munţi, podişuri etc.). De pildă, Cîmpia Română — are macroclima ei, stepa, savana, tundra etc., au fiecare macroclima ei, caracterizată printr-un anumit bilanţ al radiaţiilor, t°, precipitaţii, vînt etc. Aceste condiţii, interacţionînd cu natura şi structura substratului (a suprafeţei Pămîntului) permit dezvoltarea unor anumite tipuri majore de ecosisteme (formaţiuni vegetale, faună).

Caracteristicile macroclimei se determină prin înregistrări îndelungate (decenii) de către o reţea de staţii meteorologice.

Schematizînd şi simplificînd realitatea, considerînd că regimul termic şi precipitaţiile unei zone reflectă şi rolul altor factori meteorologici, macroclima unei zone poate fi reprezentată grafic prin climagrame (fig. 32) care prezintă repartiţia în timp (lunar) a temperaturilor şi precipitaţiilor dintr-o zonă.

Mezoclima, este clima locală, clima unei zone restrînse, cu condiţii locale specifice. De pildă, în Cîmpia Română cu o anumită macroclimă, condiţiile climaterice din Lunca Dunării sau dintr-un masiv păduros sînt diferite de cele din cîmpia deschisă ; versantul sudic al unui deal are altă mezoclimă decît cel nordic (din această cauză vita de vie se plantează de obicei pe versanţii cu expoziţie sudică).

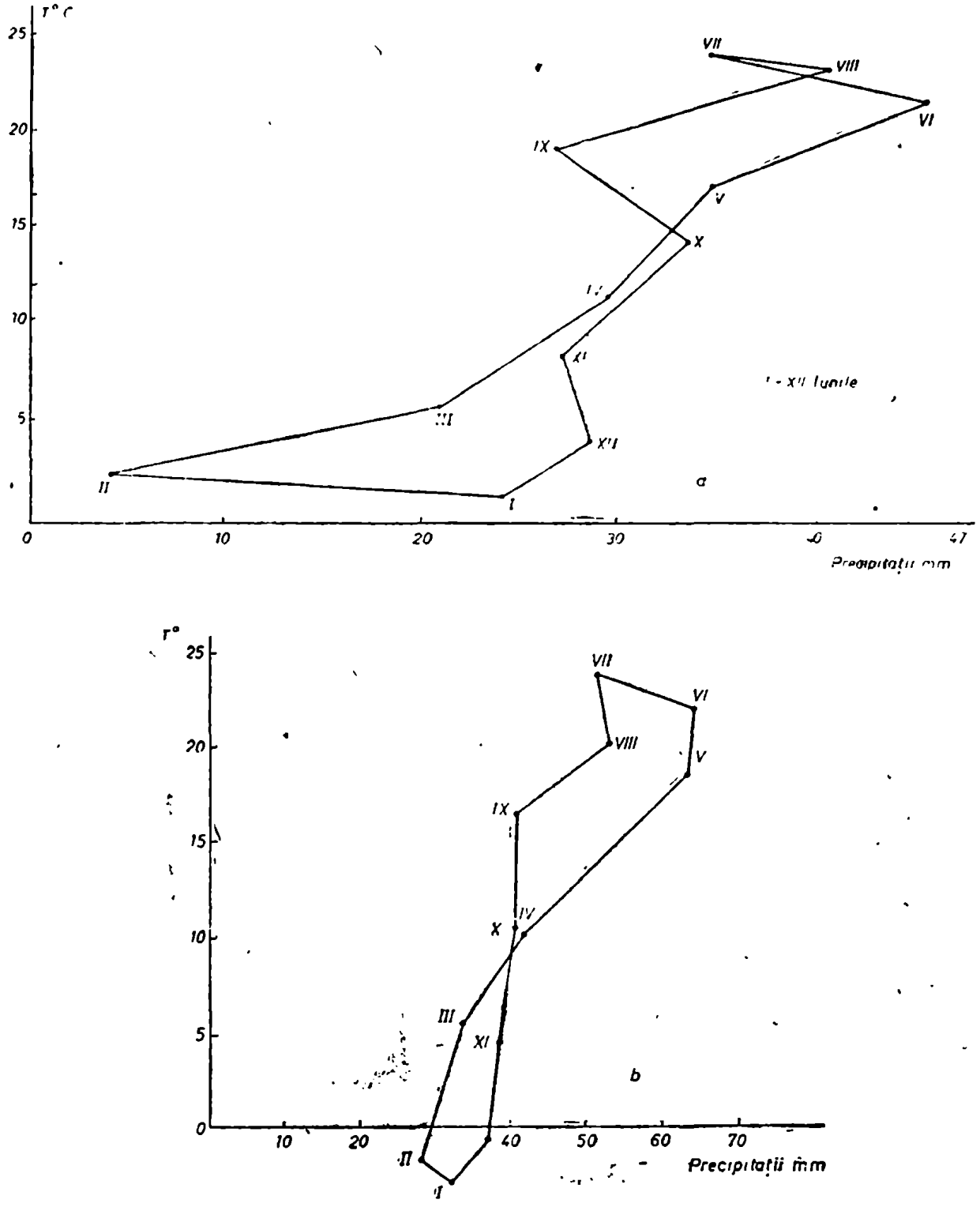


Fig. 32. Climagrame :
a — în deltă (zona Sulina) și b — zona Caracal (b — după datele lui N. Ciobanu — teză de doctorat, nepublicată).

Microclima, este clima la scara organismului dat și în locul concret în care se află. Studiul microclimei cere o abordare cît mai diferențiată. Desigur, pentru un elefant microclima practic coincide cu mezoclima ecosistemului dat. Dar pentru un șoarece microclima este cea a vizuinei în care trăiește ; pentru un dipter sau o omidă, cea de pe suprafața frunzei sau a ramurii pe care se adăpostește ; pentru o insectă din deșert, cea de sub pietrele sub care se poate adăposti.

Vom ilustra cu un exemplu factorii care intră în joc, modificînd semnificativ condițiile la această scară. În condiții de deșert din partea de sud-est a Marocului, s-a măsurat temperatura sub plăci de marmură albă și cenușie. La grosimea plăcilor de 2 cm, diferența de temperatură de sub plăcile albe și cenușii ajunge la 13,1 °C. Dacă plăcile albe se suprapuneau, ajungînd la 10 cm grosime, diferența scădea, temperatura de sub ele era doar cu 5,8 °C mai mică decît sub plăcile cenușii (Larmuth, 1978).

În condiții de deșert, unde valorile unor factori ca t°, umiditatea, se apropie de extreme, aceste mici diferențe pot deveni hotărîtoare pentru supraviețuirea unor specii. Din această cauză, studiul microclimei este important, el necesită adesea o aparatură de maximă sensibilitate și este dificil. Condițiile microclimatului (radiații, t°, curenți aerieni, umiditate) determină bilanțul termic al fiecărui organism — deci intrările și ieșirile de energie (aici nu intră în discuție hrana). Organismul trebuie să posede însușiri morfologice, fiziologice, comportamentale care să-i permită egalarea ieșirilor de energie prin intrări. Acest rezultat depinde de interacțiunea concretă a factorilor microclimatici, ceea ce face necesară o abordare cît mai nuanțată și precisă a lor. Dacă pentru caracterizarea microclimei unui animal sau unei plante folosim patru factori : radiația, t° aerului, vîntul și umiditatea, și fiecărui factor îi acordăm cîteva valori esențiale, obținem următorul tabel :

TABEL 7

Variații ale microclimei

Radiația în cal/cm²/minut	T° aer în °C	Vînt în cm/s	Umiditatea relativă (I_0)
Soare (S) 1,0—1,6	Fierbinte (F) 30—50	Liniște (L) 0—50	Uscat (Us) 0—40
Acoperit (A) 0,6—1,0	Cald (Cd) 15—30	Briză (B) 50—200	Umed (U) 40—100
Crepuscular (C) 0,2—0,6	Moderat (M) 0—15	Vînt (V) 200	
Întuneric (I) 0—0,2	Rece (R) 0		

Din combinarea acestor valori pot rezulta 96 combinații diferite, fiecare caracterizînd o anumită microclimă. De pildă, într-o vizuină în sol, cu o deschidere, vom avea următoarea combinație IMLU ; dacă vizuina are două deschideri, combinația va fi IMBU ; într-o cameră, în casă — ACdLUs ; într-o pădure, vara, la amiază AFLU etc. (Gates, 1971).

Influența activității omului asupra climei. Dezvoltarea activității umane, mai ales în domeniul industriei, agriculturii și al transporturilor, afectează evoluția climei atît pe plan global, planetar, cît și pe plan local.

Vom examina mai întîi problema schimbărilor globale ale climei, sub influența activității omului. Trei factori, dependenți de această activitate, au rol esențial în evoluția climei, în viitorii 50—100 ani (Budyco, 1977) : creșterea producției de energie utilizată de om : creșterea cantității de CO_2 din atmosferă ; schimbarea concentrației aerosolilor din atmosferă.

Producția de energie este generatoare de căldură. Admițînd creșterea producției de energie cu 6% pe an, prin calcul se obține curba 2 din figura 33 care arată modul cum se va schimba în timp, temperatura atmo-

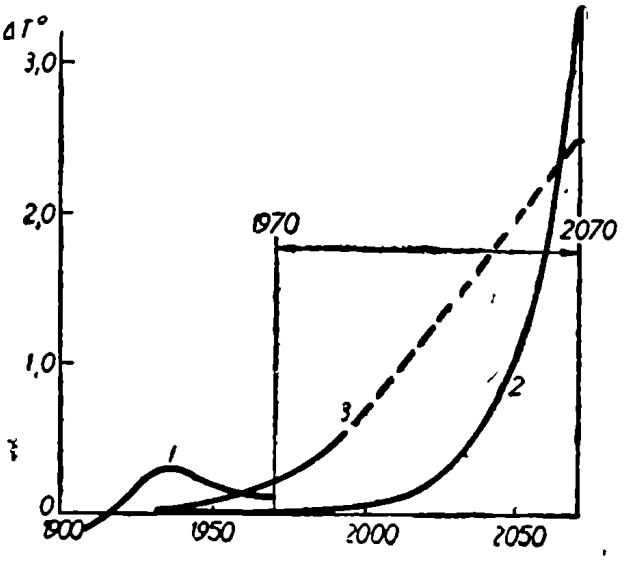


Fig. 33. Modificarea anomaliilor temperaturii aerului la suprafaţa Pămîntului : 1 — modificări înregistrate. 2 — modificarea temperaturii calculată, pornind de la faptul că producţia anuală de energie creşte cu 6%, 3 — modificarea temperaturii (linie continuă) calculată, ca urmare a creşterii concentraţiei de CO_2. (După Budyko, 1977).

sferei din apropierea suprafeţei Pămîntului. După cum se vede din figură, în decurs de un secol, temperatura va creşte în condiţiile arătate cu aproximativ 3 °C, creşterea ulterioară putînd fi şi mai rapidă.

Creşterea cantităţii de CO_2 din atmosferă prezintă şi ea o mare importanţă. CO_2 din atmosferă formează un ecran care, lăsînd să pătrundă razele solare, împiedică ieşirea în spaţiu a radiaţiei termice generate de suprafaţa Pămîntului, determinînd acumularea de căldură (aşa-numitul efect de seră). Activitatea umană determină creşterea CO_2 din atmosferă. Datele existente arată, de pildă, că în 1850 conţinutul de CO_2 din atmosferă era de 0,029% (din volum), deci 290 ppm, iar în prezent este de 0,033% (330 ppm).

Cea mai mare parte a acestei creşteri s-a produs în ultimele 2—3 decenii. Modelarea procesului arată că este o creştere exponenţială (v. fig. 33) şi că, daca continuă în ritmul actual, în anul 2020, concentraţia se va dubla iar pe la mijlocul secolului viitor, va fi de 4 ori mai mare (Kester, Pytkowicz, 1977).

Ţinînd seama de aceste date, se consideră că temperatura globală a atmosferei, lîngă suprafaţa Pămîntului, va creşte pînă la finele secolului cu 0,5 °C, iar la latitudinele mari, cu 1 °C.

Deşi cauzele generale ale acestui proces sînt cunoscute, ponderea specifică a fiecăreia dintre ele este departe de a fi lămurită. Consecinţele pot fi grave dar greu previzibile.

Pînă acum cîţiva ani creşterea concentraţiei de CO_2 din atmosferă se atribuia aproape exclusiv arderilor industriale ale combustibilului fosil. În acest proces se eliberează anual în atmosferă circa $5 \cdot 10^5$ g C (Woodwell, Houghton, 1977).

În sprijinul acestei ipoteze vine faptul că intensificarea creşterii CO_2 şi caracterul ei exponenţial corespund cu perioade şi caracterul dezvoltării industriale a lumii (fig. 34). Dar, cercetări recente arată că principala cauză o reprezintă distrugerea pădurilor, mai ales din zona ecuatorială.

Din anul 1958, pe vulcanul Mauna Loa din Hawaii s-a început înregistrarea continuă şi exactă a cantităţii de CO_2 din atmosferă, iar în prezent se efectuează în mai multe staţii, în diferite părţi ale globului.

În figura 35 este reprezentată o parte din înregistrările din Hawaii. În zona observatorului Mauna Loa din acest arhipelag concentraţia CO_2 din

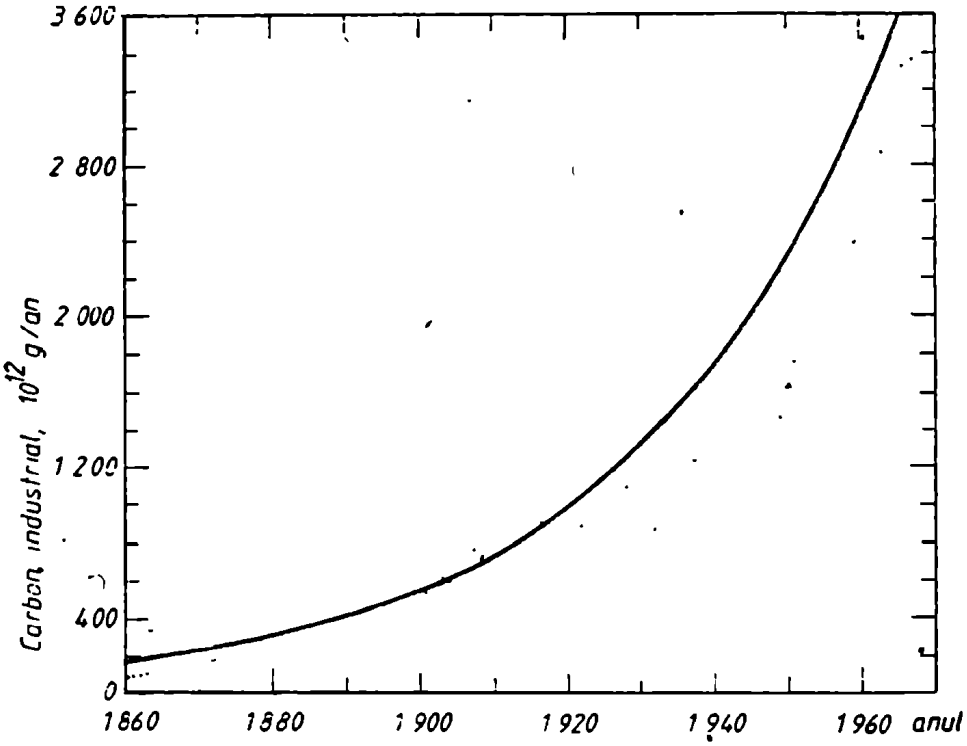


Fig. 34. Producția de CO_2 din arderi industriale 1860—1960. Linia continuă reprezintă rezultatul modelării procesului. (După R. Bacastow și Ch. Keeling, 1973).

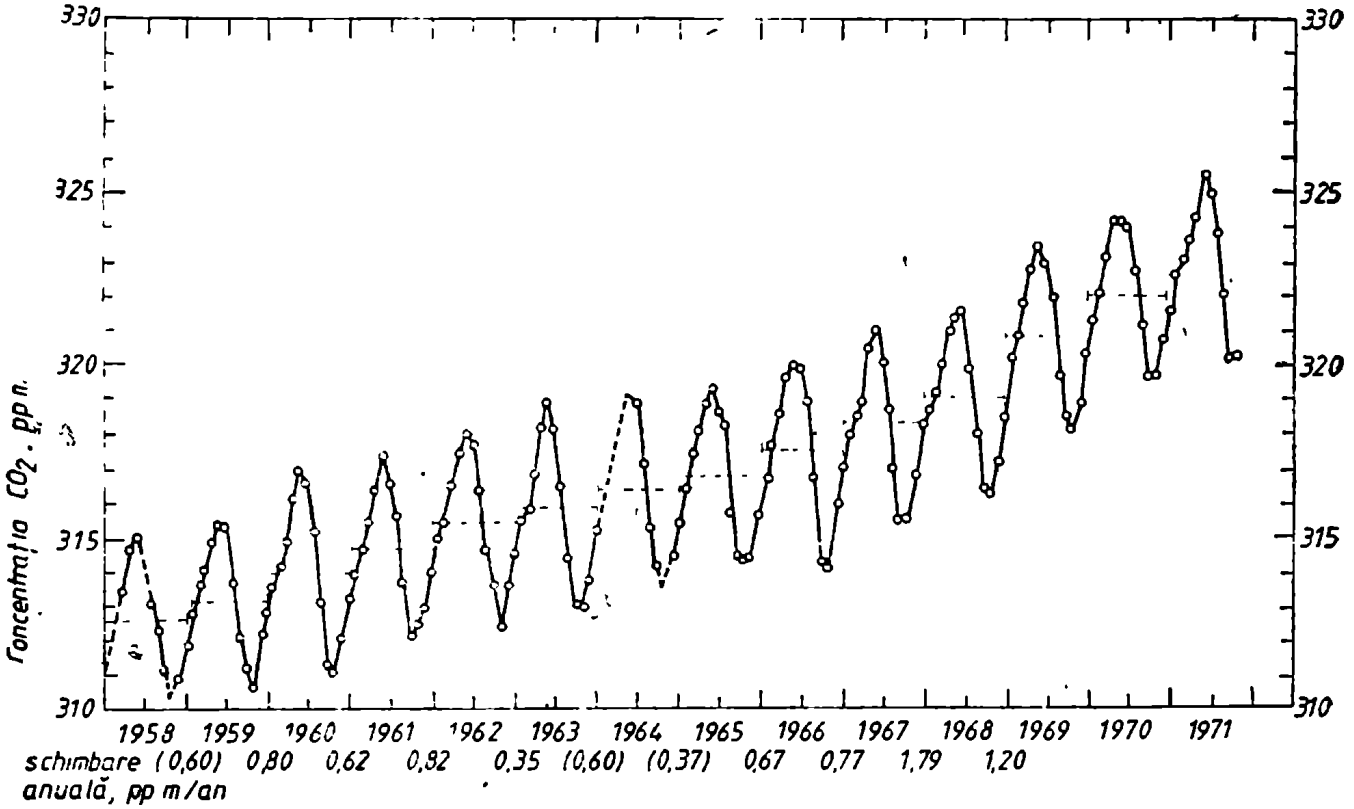


Fig. 35. Medii lunare ale concentrației de CO_2 la Mauna Loa. Liniile orizontale punctate reprezintă medii anuale. În paranteze, schimbările anuale bazate pe înregistrări incomplete. (După L. Machta, 1973).

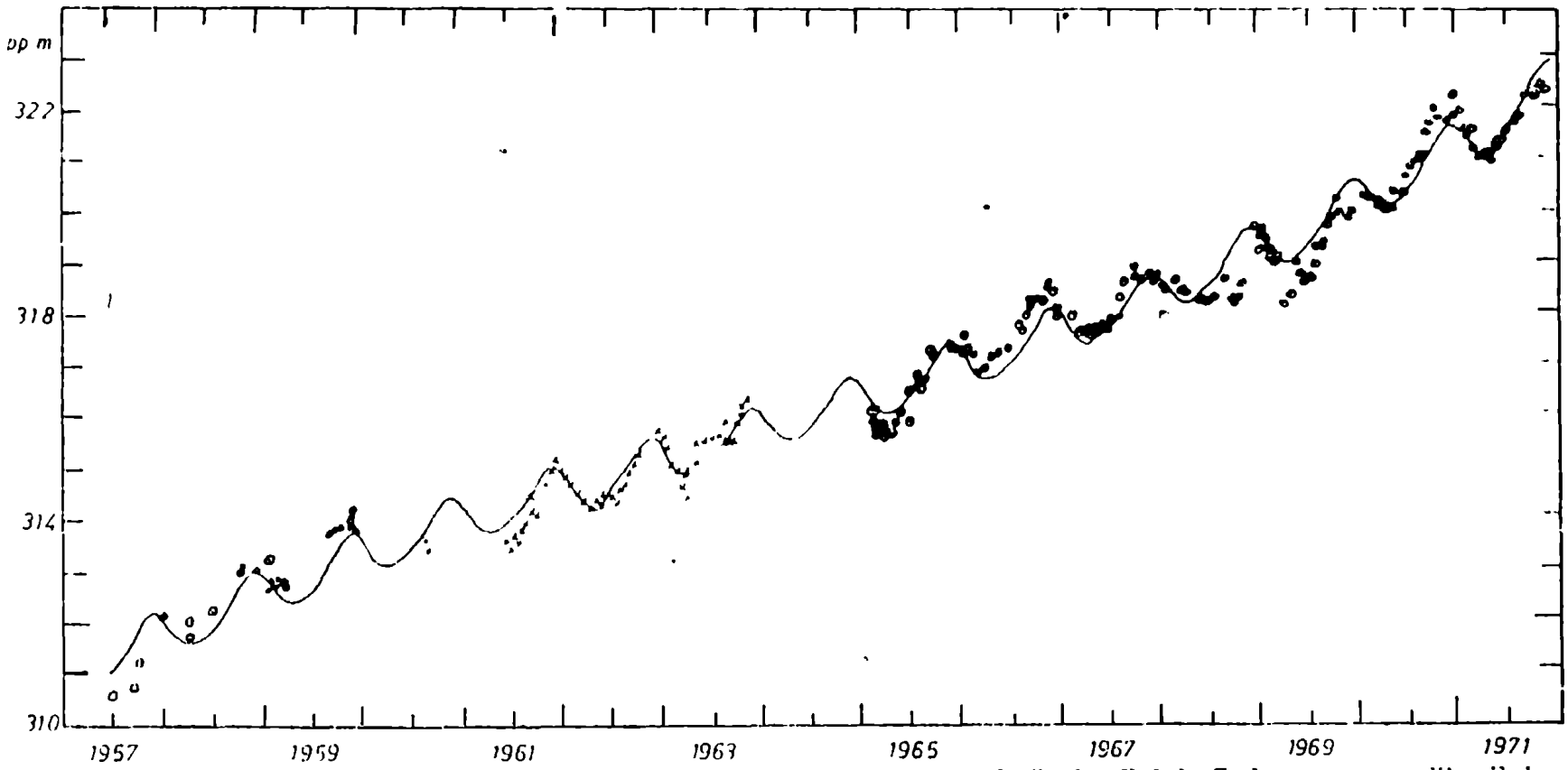


Fig. 36. Variații, pe termen lung, ale concentrației de CO_2 în atmosferă, la Polul Sud: o — medii zilnice; x — medii bilunare ale analizelor continui. (După C. Ekdahl Jr. și Ch. Keeling, 1973).

©RodAbaris 2019

atmosferă, în perioada 1960—1975, a crescut cu aproximativ 0,5—1,5 ppm (Woodwell, Houghton, 1977). Creşterea cantităţii de CO_2 din atmosferă se produce cu oscilaţii anuale în care maximele coincid cu sfîrşitul iernii, deci ale perioadei cînd nu se produce fotosinteza iar minimele — cu sfîrşitul perioadei de vegetaţie cînd din atmosferă a fost absorbită o cantitate maximă de CO_2.

După datele autorilor citaţi, diferenţa dintre valoarea maximă (aprilie) şi cea minimă (sfîrşitul verii) ajunge la aproximativ 5 ppm. Aceasta indică rolul vegetaţiei în oscilaţiile CO_2 din atmosferă.

Analiza atentă a datelor arată că, distrugerea pădurilor care se produce în ritm îngrijorător pe toată faţa Pămîntului şi mai ales a pădurilor din zona ecuatorială reprezintă într-adevăr o cauză importantă a creşterii CO_2 din atmosferă. În adevăr, reducerea pădurilor scade capacitatea de absorbţie a CO_2, dezgoleşte humusul şi grăbeşte oxidarea lui (cu eliberarea unor mari cantităţi de CO_2), proces accelerat şi prin extinderea agriculturii care accelerează oxidarea substanţelor organice din sol.

Autorii citaţi estimează că tăierea anuală a 1% din suprafaţa pădurilor are drept consecinţă intrarea în atmosferă a circa $5 \cdot 10^{15}$ g C şi cam tot atîta se eliberează din oxidarea humusului din pădurea tăiată. După cum se vede aceste cantităţi depăşesc mult cantitatea de C eliberat în arderi industriale. La aceasta trebuie adăugată şi influenţa pesticidelor. Se ştie, de pildă, că DDT din apa oceanelor reduce sensibil intensitatea de fotosinteză a fitoplanctonului, deci capacitatea lui de absorbţie a CO_2.

Analizînd consecinţele creşterii concentraţiei CO_2 în atmosferă Budyko (1977) arată că, în ultimul secol, aceasta a dus la creşterea temperaturii medii a aerului la suprafaţa pămîntului cu 0,5 °C. Dacă se menţin tendinţele energetice actuale, în următoarele decenii temperatura se poate ridica cu cîteva grade, fapt care va determina schimbări profunde ale climei şi ale tuturor componentelor mediului. Gheţurile arctice se vor restrînge sau chiar vor dispare ceea ce va determina o încălzire suplimentară în zonele polare (fig. 36 şi 37). Curba din figură arată că, în condiţiile menţionate ale creşterii temperaturii, topirea completă a gheţarilor oceanului arctic se poate produce în următorii 75 ani (Budyko, 1977), iar efectele acestui fenomen asupra climei globale nu pot fi subestimate. Se vor produce importante schimbări ale regimului hidrologic al continentelor, se va produce o ridicare a nivelului apelor oceanice, se vor extinde deşerturile. Evident că, dacă asemenea schimbări se vor produce, ele vor avea grave repercusiuni asupra întregii biosfere, asupra agriculturii şi, în general, asupra economiei umane.

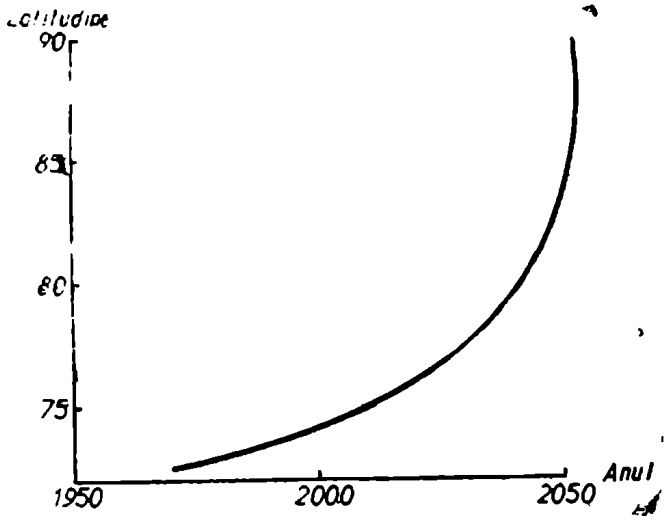


Fig. 37. Schimbarea limitelor gheţarilor (calculată), în emisfera boreală, ca urmare a creşterii globale a temperaturii.
(După Budyko, 1977).

Efectul creşterii concentraţiei aerosolilor (praful şi alte particole) din atmosferă este contrar creşterii CO_2 : scăderea

temperaturii, scăderea cantității de energie incidentă pe suprafața Pămîntului și, deci, scăderea temperaturii. Estimările cantitative duc la concluzia că, actuala cantitate de aerosoli din atmosferă, determină scăderea temperaturii cu 0,5 °C — deci ar compensa creșterea datorată CO_2 (Budyko, 1977).

Care sînt soluțiile ce se propun pentru oprirea creșterii cantității de CO_2 din atmosferă ? O primă soluție ar consta în oprirea despăduririlor și replantarea pădurilor, concomitent cu încetinirea ritmului de ardere a combustibililor fosili. Este evident că în situația actuală a dezvoltării economice și sociale a omenirii, în criza energetică actuală — această soluție nu este realistă. Înlocuirea combustibilului fosil prin extinderea utilizării energiei nucleare poate evita creșterea CO_2, dar ascunde alte pericole nu mai puțin grave.

Trebuie subliniat că problema tendințelor de schimbare a climei nu este clarificată și diverse modele duc la concluzii adesea contradictorii. Unele date ar indica tendința de scădere a temperaturii medii la latitudinile mari ale emisferei nordice și încălzirea în emisfera sudică (Damon and Kunen, 1976).

Creșterea cantității de aerosoli din atmosferă, ca urmare a activităților umane, poate să compenseze efectul de seră al CO_2. Există chiar sugestii de a introduce în atmosferă, în mod deliberat, anumite cantități de aerosoli, pentru a împiedica încălzirea climei.

Caracteristica esențială a schimbărilor climei examinate mai sus este faptul că ele sînt urmări indirecte, neintenționate ale activității umane și afectează condițiile climaterice globale.

Adesea omul provoacă schimbări locale ale condițiilor climaterice, inconștient sau deliberat pentru un timp scurt sau nedefinit.

Instalarea, în unele regiuni ale globului, a unei clime calde și uscate, determinînd apariția și extinderea deșerturilor, se atribuie în bună măsură activității umane, mai ales suprapășunatului (vezi capitolul Deteriorarea prin supraexploatare).

Controlul local al regimului ploilor a devenit posibil în prezent, deși este încă prea costisitor. Sînt elaborate atît tehnici de risipire a norilor cît și cele de provocare a ploilor (prin însămînțarea norilor cu iodura de argint). Aplicarea acestor tehnologii este încă prea costisitoare, iar rezultatele obținute sînt incerte.

BIOCENOZA

Definiția. Termenul de biocenoză a fost introdus de Möbius în 1877. Studiind bancurile de stridii precum și alte specii animale și vegetale asociate cu stridiile, el definește biocenoza ca fiind o comunitate de organisme, ocupînd un anumit teritoriu, adaptate la medii, și unele față de altele, legate într-un întreg care se schimbă odată cu schimbarea condițiilor de mediu sau cu schimbarea numărului unora dintre specii. Din această definiție se desprind unele trăsături importante ale biocenozei : interdependența și de aici integralitatea, dependența întregului (a întregii biocenoze) atît de factorii fizici (ai biotopului) cît și de numărul (cantitatea) fiecărui component.

De atunci încoace au fost formulate numeroase şi diferite alte definiţii ale biocenozei, fiecare autor scoţînd în evidenţă unul sau altul din aspecte. Nu este locul aici pentru analiza modului cum au evoluat definiţiile biocenozei, dar ceea ce trebuie subliniat este faptul că majoritatea autorilor nu pun la îndoială realitatea obiectivă a biocenozei ca unitate supraindividuală de integrare (organizare) a vieţii (Richardson, 1980).

Există însă şi autori (Gleason, 1926, 1975, Bodenheimer, 1958 şi alţii) care neagă integralitatea şi caracterul unitar, real al biocenozei, considerînd-o ca grupare în care fiecare specie îşi duce existenţa de sine stătător.

În ultimul timp îşi face loc tot mai mult abordarea sistemică a problemei. Astfel E. Odum (1971) consideră că „O comunitate (=biocenoză N.B.) este un ansamblu de populaţii trăind pe un teritoriu sau habitat fizic determinat, este o unitate organizată, mergînd pînă acolo că are caracteristici în plus faţă de a componenţilor săi individuali şi populaţionali şi funcţionează ca o unitate prin transformări metabolice cuplate" (p. 140).

De subliniat din această definiţie mai întîi ideea că biocenoza este alcătuită din populaţii, apoi ideea că ea este o unitate organizată care, datorită interacţiunii dintre componenţii ei, dobîndeşte însuşiri noi, proprii biocenozei, pe care nu le au componenţii luaţi separat.

Acest mod de abordare al biocenozelor a pătruns şi în domeniile aplicative ale ecologiei, ca de pildă hidrobiologia. Astfel, Constantinov (1972) priveşte biocenozele (ca şi populaţiile) acvatice „ca sisteme integrale, ca forme supraindividuale ale materiei vii, avînd o anumită structură, anumite funcţii şi un anumit caracter al interacţiunii cu mediul înconjurător" (pag. 6). Apoi autorul arată că aceste sisteme au o structură dinamică a cărei stare, modificîndu-se programat, este determinată de specificul fluxului materiei (transformări chimice), al energiei (procese entropice) şi a informaţiei (transformarea sistemelor). Această caracterizare este prea largă, ea referindu-se la toate sistemele biologice supraindividuale.

Dată fiind această diversitate a modului în care sînt înţelese biocenozele, iar de aici şi a modului cum sînt tratate problemele pe care le ridică studiul lor, precum şi metodele folosite pentru aceasta, este necesar să precizăm modul în care este tratată biocenoza în această carte.

Prin biocenoză înţelegem un sistem supraindividual, reprezentînd un nivel de organizare al materiei vii, alcătuit din populaţii legate teritorial (deci simpatice) şi interdependente funcţional ; interdependenţa populaţiilor din biocenoză este rezultatul evoluţiei lor în comun şi deci a adaptării lor reciproce ; interdependenţa funcţională este cauza, dar totodată şi efectul acumulării, transformării şi transferului de materie, energie şi informaţie în cadrul sistemului biocenotic ; aceste procese determină dezvoltarea diversităţii (heterogenităţii) interne, a integralităţii şi a celorlalte însuşiri de sistem ale biocenozelor (vezi pag. 20), precum şi faptul că, în ierarhia sistemelor de organizare a materiei vii, biocenoza reprezintă primul nivel la care apare însuşirea productivităţii biologice.

Caracterizarea dată necesită unele explicaţii suplimentare. Populaţiile ce alcătuiesc o biocenoză, evident aparţin unor specii diferite. Interdependenţa populaţiilor se materializează prin dezvoltarea unor anumite relaţii interspecifice (vezi pag. 131), relaţii care pot fi de naturi diferite dar care, în ansamblu, reprezintă trăsătura caracteristică esenţială a biocenozei (vezi pag. 28), şi care duc la dezvoltarea unei anumite organizări ale ei.

Productivitatea biologică este una din consecinţele acestor relaţii. Este drept că fiecare populaţie are însuşirea productivităţii biologice (vezi cap.

Ecologia populației, pag. 205). Trebuie ținut seama însă de faptul că o populație, oricare ar fi ea, nu poate exista decît în cadrul unei biocenoze și că productivitatea ei biologică nu se poate realiza decît în corelație funcțională (interdependență) cu alte populații aparținînd altor specii. În felul acesta productivitatea biologică apare, în ierarhia sistemică, pentru prima dată la nivelul biocenozelor, în care se realizează prin activitatea corelată, coordonată a populațiilor componente. Productivitatea biologică a sistemelor superioare biocenozei — biom, biosferă, este rezultatul productivității biocenozelor din care sînt alcătuite.

STRUCTURA BIOCENOZEI

Structura unui sistem cuprinde atît elementele sale componente, cît și relațiile spațiale și temporale între ele. Studiul structurii unei biocenoze implică deci, în primul rînd, înregistrarea cît mai completă a speciilor care o alcătuiesc, pe cele trei mari grupe funcționale — producători, consumatori de diferite ordine și reducători (descompunători). Nu toate speciile (populațiile) au aceeași importanță în viața biocenozei. Unele sînt reprezentate printr-un număr mare de indivizi sau(și) o biomasă considerabilă, altele sînt mai rare și deci au un rol mai scăzut (sau diferit) în funcționarea biocenozei. De aceea pentru a avea un tablou corect al structurii trebuiesc stabilite proporțiile dintre diferite populații.

Pentru aprecierea mai exactă a rolului diferitelor populații în funcționarea biocenozei, proporțiile trebuie exprimate atît prin numărul de indivizi cît și prin biomasa lor, datorită faptului că organismele mici, deși nu produc o biomasă prea mare, au o activitate metabolică relativ mai intensă decît organismele mari și determină desfășurarea mai rapidă a proceselor de mineralizare, pe cînd organismele mari au rol mai important în acumulare de biomasă. Totodată un element important al structurii îl reprezintă distribuția în spațiu a populațiilor (deci schimbarea raporturilor spațiale dintre ele) și dinamica în timp (în decurs de 24 ore, pe sezon, pe ani etc.) a tuturor acestor trăsături structurale.

Cunoașterea cît mai completă și exactă a structurii unei biocenoze este de mare însemnătate pentru înțelegerea funcționării ei și pentru evaluarea cantității și calității producției ei biologice. Astfel, în cadrul celor trei mari grupe funcționale, trebuie stabilite nu numai componența speciilor dar și unele trăsături caracteristice ale speciilor mai importante, deoarece prin specificul lor ele imprimă biocenozei un anumit mod de funcționare. De pildă, nu este același lucru dacă într-o biocenoză acvatică producătorii primari sînt reprezentați prin macrofite submerse sau prin fitoplancton. În timp ce algele din fitoplancton au viață scurtă, înmulțire intensă, permițînd reciclarea continuă și rapidă a substanțelor minerale și oferind o bogată hrană zooplanctonului și planctonofagilor, macrofitele imobilizează în corpul lor elementele biogene pentru mai mult timp, determinînd adesea carența unor elemente, ceea ce împiedică dezvoltarea planctonului și schimbă întreaga structură trofică a biocenozei. Dar, chiar populațiile fitoplanctonului nu au aceeași valoare pentru biocenoză. Producția primară asigurată de cianofiacee este mai puțin folosită de consumatori decît substanțele organice ale diatomeelor și cloroficeelor. Nici macrofitele submerse nu au aceeași importanță. De pildă, în zona inundabilă a Dunării și în deltă, *Potamogeton pectinatus* are o perioadă de vegetație scurtă : mortificarea lui se produce în iulie—august, cînd putrezind repede (tem-

peratura fiind ridicată) redă apei într-un răstimp scurt o mare cantitate de substanțe nutritive care determină o dezvoltare masivă a fito și zooplanctonului. Acest fenomen nu mai are loc odată cu instalarea altor specii de *Potamogeton* sau a altor genuri (*Myriophyllum, Ceratophyllum* etc.) care persistă tot sezonul de vegetație.

Biocenozele terestre ridică aceeași problemă : nu este același lucru dacă producția primară este asigurată de o pădure de foioase alcătuită din numeroase specii de arbori, de o pădure monospecifică de fag, sau de una de molid sau pin, sau de ierburile dintr-o pășune alpină sau din lunca unui rîu.

Același lucru trebuie spus cu privire la studiul structurii grupului consumatorilor. De pildă, în bentosul apelor dulci, larvele de chironomide și viermii oligocheți reprezintă adesea elementele dominante. Dar, specificul biologiei lor imprimă anumite trăsături biocenozei : în timp ce oligochetele reprezintă specii primar acvatice și pot fi prezenți neîntrerupt în componența faunei bentonice, în tot cursul anului, chironomidele sînt specii secundar acvatice (ca toate insectele, sînt de origine terestră și s-au adaptat la viața acvatică) și ecloziunea în masă a adulților unor specii dominante face să dispară dintr-o dată o importantă sursă de hrană pentru animalele bentonice, să scadă brusc și sensibil biomasa bentosului.

Din aceste fapte rezultă că studiul structurii biocenozei implică nu numai cunoașterea exactă a componenței specifice dar și a fenologiei, a unor trăsături caracteristice, precum și a succesiunii cel puțin pentru speciile principale (ca număr și biomasă).

INDICI STRUCTURALI AI BIOCENOZEI

Pentru a exprima unele raporturi cantitative, precum și unele relații de grupare între speciile unei biocenoze, se folosesc o serie de indici care permit, pe de o parte caracterizarea mai completă și totodată mai corectă (cantitativă) a structurii și a rolului diferitelor specii în activitatea biocenozei, iar pe de altă parte permit compararea cantitativă a biocenozelor între ele. În același timp, acești indici reprezintă trăsături caracteristice generale ale sistemelor biocenotice, trăsături pe care nu le regăsim (în cea mai mare parte) la sistemele populaționale sau individuale.

Frecvența unei specii într-o biocenoză este proporția (exprimată de obicei în procente) dintre numărul de probe conținînd specia dată și numărul total de probe adunate în același timp [1]. Cu cît numărul de probe va fi mai mare, cu atît valoarea obținută va fi mai apropiată de frecvența reală.

Abundența relativă a unei specii este proporția (exprimată în procente) dintre numărul sau(și) masa indivizilor unei specii față de ale celorlalte specii, dintr-o probă, dintr-un număr de probe sau, preferabil din totalul probelor adunate în același timp. De subliniat că abundența este bine să fie exprimată atît prin numărul indivizilor cît și prin biomasa (greutatea) lor, altfel poate apare un tablou deformat al structurii și poate duce la concluzii teoretice și practice greșite. De pildă, într-o probă de sol, pot fi cîteva mii de acarieni sau nematode și un exemplar de rîmă. Numeric, acarienii ca și nematodele sînt mult mai abundente decît

[1] Modul de calculare al indicilor este dat în anexe.

rîmele, dar ca biomasă rîma le poate depăși cu mult. Deci, este necesară și exprimarea numerică deoarece ea permite aprecierea mai corectă a rolului unei populații : un număr de acarieni echivalent ca biomasă cu o rîmă, desfășoară o activitate metabolică mult mai intensă și exercită o mai profundă influență asupra mediului înconjurător. Abundența relativă a unei specii într-o biocenoză nu este totdeauna corelată direct cu importanța ei în funcționarea biocenozei, în sensul că speciile cele mai abundente nu totdeauna sînt și cele mai importante, și invers. De pildă, o specie de răpitor, deși are o abundență relativă scăzută, are un rol de mare importanță în controlul speciilor cu care se hrănește, deci în controlul structurii biocenozei.

Dominanța este un indice prin care se încearcă a se exprima influența uneia sau mai multor specii asupra structurii și funcționării biocenozei și, în general, a ecosistemului. Necesitatea determinării acestui indice pornește de la constatarea faptului că într-o biocenoză nu toate speciile au aceeași importanță pentru menținerea ei. Unele specii, prin numărul indivizilor, prin biomasa lor (abundența), prin productivitatea lor sau prin alte activități, au un rol esențial în controlul biocenozei — deci în menținerea structurii și funcționării ei. De pildă, într-o pădure de fag — această specie este dominantă în etajul producătorilor lemnoși prin număr, prin biomasă, prin spațiul ocupat, prin rolul în desfășurarea fluxului de energie, prin umbrirea solului, productivitatea biologică. Rărirea sau eliminarea fagului dintr-o asemenea biocenoză ar duce practic la desființarea ei.

În asociația fitoplanctonului, putînd cuprinde sute de specii de alge, de obicei cîteva specii sînt dominante atît prin abundența lor relativă cît și prin productivitatea lor. Dar nu totdeauna abundența (numerică sau în biomasă) sau productivitatea unei populații dintr-o biocenoză determină și dominanța ei, deoarece ea poate exercita controlul pe alte căi. De pildă, un răpitor polifag, deși din punct de vedere al abundenței sau al productivității nu prezintă valorile cele mai mari față de alte specii din biocenoză, poate ține în frîu înmulțirea altor specii de animale cu care se hrănește. Prin aceasta el duce la scăderea intensității competiției în biocenoză și deci la posibilitatea coexistenței speciilor din nivelul trofic inferior.

Calcularea indicelui dominanței se face, de obicei, ținînd seama mai ales de abundența relativă.

Constanța unei specii dintr-o biocenoză se exprimă de obicei în funcție de frecvența ei. Speciile avînd frecvența peste 50%, sînt considerate specii constante, cele avînd frecvența între 25% și 50% sînt specii accesorii, iar cele cu frecvență sub 25% sînt specii accidentale.

Fidelitatea exprimă tăria legăturilor unei specii cu alte specii ale biocenozei date sau ale ecosistemului dat. Această caracteristică este deosebit de importantă, deoarece ridică problema posibilității de a caracteriza biocenozele prin prezența unor specii sau a unor grupuri de specii, care astfel devin indicatoare prețioase ale stării biocenozelor respective.

Din punctul de vedere al fidelității se consideră că speciile se pot împărți în specii caracteristice, preferențiale, întîmplătoare și ubiquiste (indiferente).

Speciile caracteristice sînt cele legate strict de o anumită biocenoză, sau de un anumit ecosistem și care, deci, nu pot persista în alte ecosisteme. De pildă, speciile de *Artemia* (crustaceu din ord. *Phyllopoda)* trăiesc numai în ape hipersaline ca și larvele de *Halliella* (dipter, fam. *Chironomidae)* ; majoritatea speciilor din subordinul *Conchostraca* (ord. *Phyllopoda)*

sînt locuitori caracteristici ai apelor temporare ; păstrăvul este caracteristic pentru lacurile sau pîraiele de munte ; ursul polar este caracteristic regiunilor polare etc.

Problema existenței speciilor caracteristice are însemnătate practică deoarece mulți biologi consideră că gradul de poluare al apelor poate fi apreciat după prezența unei specii caracteristice pentru locul și poluarea respectivă.

Faptele citate anterior (de menționat că ele se referă numai la specii din ecosisteme naturale) par a justifica această idee. Pornind de la premiza existenței speciilor caracteristice pentru diferite grade de poluare s-a elaborat sistemul saprobiilor (Kolkwitz și Marsson, 1908—1909) dezvoltat apoi, adăugit, extins de diferiți autori care, principial au adoptat această poziție.

Din punctul de vedere al concepției și a metodei sistemice, o asemenea abordare a problemei este unilaterală și ascunde primejdia alunecării către reducționism : încercarea de a explica însușirile ecosistemului prin reducerea lor la însușirile unei specii.

În ultima vreme se dezvoltă tot mai mult convingerea că biocenoza în întregul său sau grupuri întregi de specii, caracterizează starea unui ecosistem. Teoretic această abordare este mult mai bine fundamentată decît prima. Speciile unei biocenoze sînt legate între ele direct sau indirect prin numeroase conexiuni, ca și cu factorii biotopului. Afectarea unei verigi în această rețea de interdependențe duce la modificarea multor corelații și deci a stării structurale și funcționale a întregii biocenoze. Practic aplicarea acestei concepții dă rezultate promițătoare. Ea poate fi aplicată în mai multe feluri pentru a caracteriza o biocenoză. De pildă, reprezentînd prin histograme numărul de specii din diferite grupe (alge, protozoare, rotiferi, insecte, crustacei, moluște, pești) dintr-o apă (sau zonă) nepoluată și comparînd cu aceasta reprezentarea acelorași grupe din zona poluată se va observa o diferență. Diferența dintre numărul speciilor dintr-un grup ca și, diferența dintre numărul grupelor reprezentate, apar ca semnificative. Valoarea practică a metodei sporește prin aceea că rezultatele pot fi prezentate cantitativ (numeric) și deci să devină accesibile specialiștilor nebiologi (de pildă ingineri) de care adesea depind deciziile privind poluarea.

O altă metodă constă în determinarea prin mijloace statistice a unor ansambluri de specii, ansambluri caracteristice pentru o biocenoză sau alta. Pentru aceasta se calculează, în primul rînd, indicele de afinitate a speciilor luate două cîte două. Una din formulele utilizate este a lui Jaccard : $q = \frac{c}{a+b-c} \cdot 100$, în care a = numărul de probe conținînd specia A ; b = numărul de probe conținînd specia B și c = numărul de probe conținînd speciile A și B.

Efectuînd acest calcul pentru un grup de specii, coeficienții se împart pe clase de valori și se aranjează într-un grafic din care rezultă grupările caracteristice.

Referitor la stabilirea existenței unei corelații (afinități) între două specii trebuie făcută o remarcă. Prin calcul se poate constata existența unei afinități între speciile A și B. Dar, în realitate, ele nu depind direct una de alta ci ambele sînt corelate cu un alt factor sau cu mai mulți factori. De pildă, în bălți invadate de vegetație întîlnim, de regulă, specii de gasteropode pulmonate ca *Planorbis* și *Lymnaea*. Coexistența lor însă se

datorează corelației cu vegetația și cu faptul că, avînd respirație aeriană, pot supraviețui în bălți în care cantitatea de oxigen scade atît de mult încît nu permite existența moluștelor cu respirația branhială. Aceasta ne arată că aplicarea calculului coeficientului de afinitate trebuie însoțită și de o cunoaștere a modului de viață al speciilor respective.

O a doua categorie a gradului de fidelitate o reprezintă speciile *preferențiale*. Acestea sînt specii care pot exista în mai multe biocenoze diferite, dar preferă o anumită biocenoză (ecosistem). De pildă, speciile de bivalve din genul *Unio* preferă biocenozele apelor curgătoare, cu viteze moderate sau mici ale curentului dar se întîlnesc frecvent și în bălți cu ape stătătoare.

A treia categorie o reprezintă speciile *străine (întîmplătoare)* care, printr-o împrejurare sau alta, apar într-o biocenoză în care în mod obișnuit nu trăiesc. De pildă, în perioada inundațiilor, apele Dunării antrenează din bălți temporare numeroase filopode pe care le putem găsi chiar în apele fluviului sau în intestinele peștilor din Dunăre, deși filopodele nu trăiesc de obicei în Dunăre. La fel în timpul scăderii apelor de inundație, numeroase elemente ale planctonului (alge, crustacei, rotiferi) pătrund în Dunăre unde pot avea un anumit rol în viața biocenozei (în producția ei primară și secundară), deși sînt străine acestei biocenoze.

O ultimă categorie o reprezintă *speciile ubiciviste* sau indiferente. Este vorba de specii cu valențe ecologice multiple (euritope) care pot exista în multe feluri de biocenoze. De pildă, multe specii de alge, protozoare, rotiferi, viermi oligocheți, se pot întîlni în cele mai diferite biocenoze ale apelor continentale.

Echitabilitatea este un indice care exprimă modul cum este distribuită abundența relativă la speciile unei biocenoze sau a unui compartiment din biocenoză (fitoplancton, ierburile, fitofagii etc.).

De obicei, echitabilitatea se calculează ținînd seama de abundența relativă numerică. Echitabilitatea are valoare maximă în cazul ideal cînd speciile din gruparea luată în considerare sînt reprezentate prin același număr de indivizi (au aceeași abundență relativă). În condiții naturale, abundența relativă a diferitelor specii fiind diferită, determină scăderea valorii echitabilității.

Diversitatea este un indice complex al structurii unei biocenoze, iar semnificația lui biologică încă nu este pe deplin lămurită.

Diversitatea unei biocenoze este legată, în primul rînd, de bogăția (numărul) de specii care o constituie. Cu cît acest număr va fi mai mare, diversitatea va fi și ea mai mare. Dar valoarea acestui indice depinde și de echitabilitate, deci de numărul indivizilor care reprezintă fiecare specie. Ne putem da seama de importanța ambelor aspecte luate în considerare, recurgînd la un exemplu imaginar : o biocenoză alcătuită doar din 5 specii. Ne putem imagina o situație cînd toate cele cinci specii au aceeași abundență relativă (echitabilitate maximă), fiecăreia revenindu-i 20%. Alta va fi situația dacă una din specii va cuprinde 96% din indivizi, iar celelalte doar cîte 1%. Evident că în cele două situații, deși numărul de specii rămîne același, diversitatea va fi foarte diferită ca și întreaga structură și modul de funcționare al biocenozei.

În privința numărului (a bogăției) de specii dintr-o biocenoză se ridică două probleme esențiale. În primul rînd, este problema cauzelor sau a factorilor care determină acest număr sau care pot influența modificarea

lui. În al doilea rînd, se pune problema semnificației biologice a numărului (diversității) speciilor.

Legat de prima problemă, încă la începutul secolului nostru Thienemann a enunțat un principiu biocenotic care arată că, în condiții favorabile, numărul de specii dintr-o biocenoză este relativ mare, iar fiecare specie este reprezentată printr-un număr relativ mic de indivizi. În condiții severe. din contra, numărul speciilor scade iar numărul indivizilor care le reprezintă, crește.

În Lacul Sărat de lîngă Brăila, în condiții severe de viață (salinitatea variază în funcție de precipitații, între 50—220‰) au fost identificate 59 specii de plante și animale, din care 31 specii de alge, 9 specii de protozoare, 4 specii de viermi (dintre aceștia 2 specii de rotiferi), 5 specii de crustacei, 10 specii de insecte, dintre acestea doar o specie de chironomide (Cărăușu teza, 1975).

În același timp, de pildă, în ghiolul Roșu din Delta Dunării, numai în fitoplancton au fost identificate 330 alge, în zooplancton 112 taxoni, în bentos — 57 taxoni [1]. Acest exemplu ilustrează existența unui gradient general al condițiilor de la cele severe către cele favorabile „normale", gradient însoțit de creșterea numărului speciilor. Realitatea acestui gradient este confirmată de numeroase alte fapte. Cercetarea diferitelor grupe de plante și animale arată că numărul speciilor din grupele respective crește de la nord la sud (în emisfera nordică).

În pădurile de foioase din Michigan (America de Nord) sînt 10—15 specii de arbori pe 4 acri (pogoane), în timp ce în pădurea ecuatorială din Malayezia sînt 227 specii pe aceeași suprafață. Numărul speciilor de furnici în America : 3 specii în Alaska arctică ; 73 specii în statul Iowa (S.U.A.) ; 101 specii în Cuba ; 222 specii în Brazilia.

Specii de șerpi : în Canada 22, în S.U.A. 126, în Mexico 293. Numărul de păsări care cuibăresc în Groenlanda 56. Newfoundland 118, Florida 143, Panama 1 100, Columbia 1 395.

Mamiferele terestre sînt reprezentate în Canada prin 15 specii, în America centrală prin 150 specii.

Datele privind speciile acvatice confirmă existența acestui gradient. În Oceanul Pacific, în stratul superficial de 50 cm, numărul speciilor de copepode calanoide este de circa 10 specii în zona arctică, circa 30 specii în zona temperată, și circa 80 specii în zona tropicală.

Peștii dulcicoli sînt reprezentați în zona marilor lacuri din America de Nord prin 172 specii, în America centrală 456 specii, în fluviul Amazoanelor, peste 1 000 specii. Lacul Tanganyika din Africa ecuatorială, conține el singur 214 specii de pești, în timp ce toate lacurile din Europa, 192 specii.

Cercetarea diferitelor grupe de plante și animale arată și existența altor gradienți — altitudinal, în unele cazuri longitudinal.

Există și un gradient temporal al diversității speciilor. Studiul succesiunii ecologice arată că, de obicei, acest proces este însoțit de o creștere a numărului speciilor din biocenoză, deci de o creștere a diversității.

Deși existența acestor gradienți în schimbarea diversității speciilor nu poate fi pusă la îndoială, explicația cauzelor care determină acești gradienți, ca și a semnificației biologice a creșterii diversității, încă nu este satisfăcătoare.

---

[1] Contract deltă 1976 — date nepublicate.

Se consideră că mai mulți factori pot contribui la creșterea diversității speciilor : heterogenitatea spațială a biotopilor, determinînd diversitatea mai mare a habitatelor, stabilitatea condițiilor mediului abiotic, fără variații mari a unor factori abiotici esențiali ca temperatura, umiditatea, lumina, cantitatea de nutrienți etc., situație pe care o găsim de pildă, în zonele ecuatoriale (trebuie menționat aici că stabilitatea unor condiții severe ca salinitatea mare din lacuri hipersaline, umiditatea foarte scăzută din zone deșertice, temperatura ridicată din unele ape termale etc. — nu permit creșterea diversității pentru că numărul speciilor capabile să suporte aceste condiții este mic).

Structura învelișului vegetal poate influența diversitatea consumatorilor de diferite ordine ; competiția între speciile aceluiași nivel trofic : în zonele tropicale competiția mai mare duce la specializarea speciilor, la îngustarea nișelor și deci creează posibilitatea coexistenței unui număr mai mare de specii (cu relativ mai puțini indivizi pentru fiecare specie) ; acțiunea prădătorilor poate frîna creșterea numărului prăzii și prin aceasta împiedică ascuțirea prea mare a competiției și deci și creșterea peste anumite limite a diversității ; productivitatea mare a unei biocenoze, făcînd să crească cantitatea de hrană disponibilă — influențează și creșterea diversității speciilor ; timpul — ca factor istoric, influențează diversitatea deoarece atît procesul speciației (apariția de noi specii) cît și cel al răspîndirii speciilor, necesită perioade lungi de timp.

În explicarea creșterii diversității trebuie ținut seama și de un alt factor care, exprimat lapidar, arată că diversitatea naște diversitate (Whittaker, 1975). Un mediu fizic cu relief accidentat, cu substrat geologic variat duce la diversificarea condițiilor fizice (t°, umiditate, lumină, vînt etc.) și chimice (cantitate de nutrienți, *p*H etc.). Apariția vegetației variate (dată fiind diversitatea condițiilor) sporește considerabil diversitatea habitatelor și posibilitatea creșterii numărului de specii : apar noi surse variate de hrană, de adăpost. Arborii oferă un mare număr de posibilități pentru existența a numeroase specii care-și găsesc surse de hrană sau adăpost pe scoarță, sub scoarță, în lemn, în sau pe rădăcini, pe sau în frunze, în flori, fructe. Învelișul vegetal face ca și mediul fizic să se diversifice deoarece prin stratificarea vegetației apar gradienți verticali ai temperaturii, umidității, mișcărilor aerului, luminii etc. Orice specie nou apărută în biocenoză (prin speciație sau prin imigrare) utilizează niște resurse care erau disponibile dar și creează noi posibilități care pot fi utilizate de alte specii. Se creează un fel de conexiune inversă pozitivă : diversitatea crescută determină o creștere și mai rapidă a ei.

Pînă unde poate crește diversitatea speciilor unei biocenoze ? Cu alte cuvinte, există limite ale acestui proces și care sînt acestea ?

Pentru a răspunde la această întrebare trebuie în prealabil lămurită noțiunea de *nișă ecologică.*

Orice populație a unei specii trăind într-un ecosistem ocupă o porțiune a biotopului care reprezintă *habitatul* populației date, sau locul ei de trai. În același timp, populația desfășoară o activitate în ecosistem, îndeplinind un anumit rol, o anumită funcție în transferul de materie și energie, pentru că ea consumă o anumită hrană și, la rîndul ei, reprezintă o sursă de hrană pentru alte specii. Dar nu numai hrana și dușmanii influențează populația ci și diferiți factori abiotici ca temperatura, umiditatea, lumina, *p*H, gazele solvite în apă, prezența diferitelor microelemente, salinitatea etc.

Noțiunea și termenul de *nișă* în ecologie au fost introduși de Johnson, în 1910 (Gaffney, 1975 ; Gall, 1979), înțelegînd prin aceasta unitatea de distribuție (distribution unit) a speciei, dependentă de resursele de hrană și de factorii abiotici. J. Grinnell, 1918, 1928) dă noțiunii de nișă un conținut mai precis. O serie de autori (Clements and Shelford, 1939 ; Odum, 1971 ; Smith, 1974 ; Neacșu, 1980 etc.) atribuie lui Grinnell doar sensul spațial al nișei. În realitate, după cum a arătat Udvardy (1959) în mod convingător, Grinnell înțelegea prin nișă locul pe care-l ocupă o specie într-o comunitate (biocenoză) și în primul rînd relațiile ei cu hrana și cu dușmanii. Ch. Elton, 1927 mergînd pe aceeași linie conceptuală, pune accent pe conținutul funcțional al noțiunii de nișă, spre a reflecta rolul pe care-l are o populație în procesul de transfer al materiei și energiei, deci funcția ei trofică, din care cauză poartă numele și de *nișă trofică*.

Mai tîrziu Hutchinson (1957) a lărgit și aprofundat problema nișei ecologice, considerînd-o ca multidimensională (un hipervolum) incluzînd deci în ea atît componenta spațială și trofică cît și toate componentele („dimensiunile") implicate în interacțiunea cu alți factori ai mediului.

Deoarece noțiunea de nișă în acest din urmă sens este extrem de complexă și greu aplicabilă în practica cercetării, se recomandă (Levieux, 1975) cel puțin în scopuri didactice, utilizarea noțiunii mai simple a nișei funcționale.

În general se admite că o populație ocupă o nișă într-o biocenoză și că două populații, aparținînd la specii diferite într-o biocenoză, nu pot avea nișe identice în privința tuturor componentelor („dimensiunilor") (vezi și capitolul referitor la relații dintre specii).

Există un bogat material faptic care confirmă această idee. Ne vom limita doar la unele exemple.

Cercetarea nișelor trofice la 3 specii de pești din fam. *Centrarchidae*, și anume : *Lepomis macrochirus, Micropterus salmoides* și *Lepomis cyanellus* (Verner, 1977) din S.U.A., a arătat că primele două specii coexistă în aceleași locuri dar au hrana diferită : *L. macrochirus* are ca hrană de bază crustacei planctonici și insecte mărunte în timp ce *M. salmoides* se hrănește mai ales cu insecte și alte nevertebrate de dimensiuni mai mari precum și cu pești. A treia specie ocupă o poziție intermediară atît din punct de vedere morfologic cît și prin componența hranei dar este separată spațial — trăind în zona cu apa foarte mică (0,3 m), în timp ce celelalte specii trăiesc la adîncimi pînă la 5 m.

Un alt exemplu se referă la un studiu al hiperiidelor (crustacee amfipode) din Pacificul de Nord (Shulenberger, 1979). Cercetarea repartiției a 20 specii (ele cuprind 91% din totalul indivizilor de hiperiide, restul de 9% se repartizează la alte 63 specii) pe adîncimi între 10 și 600 m, arată că speciile sînt separate spațial ocupînd orizonturi diferite. Pe lîngă aceasta, chiar speciile apropiate spațial, se deosebesc prin ritmul zilnic de nutriție, prin componența hranei, prin particularitățile înmulțirii, prin gruparea distribuției și prin relații cu alte specii de hiperiide. Toate aceste deosebiri duc la nesuprapunerea nișelor și permit coexistența unui număr mare de specii din același grup sistematic.

Un ultim exemplu are o semnificație mai deosebită. Este vorba de două specii de păsări congenerice — *Acrocephalus scirpaceus* și *A. shoenobaenus* (Henry, 1979), ambele insectivore. Prima cuibărește mai departe de mal, în stuf, a doua, în *Scirpus,* lîngă mal. Se hrănesc ambele în aceleași locuri, iar hrana atît în privința componenței taxonomice cît și în privința

dimensiunilor prăzii se suprapune în cea mai mare măsură (indicele Morisita : — 0,93 — şi respectiv, 0,97). Acest exemplu arată necesitatea luării în considerare a mai multor parametri (nişă pluridimensională) ai nişei şi totodată arată că atunci cînd hrana este destul de abundentă nişele trofice se pot suprapune într-o măsură mai mare sau mai mică.

Noţiunea de nişă ecologică şi problema suprapunerii nişelor ecologice sînt strîns legate de conceptul excluderii competiţionale (competitive exclusion) a speciilor (Gause, 1934 ; Hardin, 1960). În esenţă este vorba tocmai de ideea că două specii, trăind în acelaşi mediu (acelaşi ecosistem) nu pot ocupa aceeaşi nişă, mai devreme sau mai tîrziu una va fi eliminată.

În legătură cu noţiunea de nişă ecologică mai trebuie lămurit un aspect. În multe lucrări ca şi adesea în vorbirea curentă, se foloseşte noţiunea de „nişă liberă" : într-un ecosistem ar exista nişe libere sau o specie ar pătrunde într-un ecosistem pentru că găseşte în el nişă liberă corespunzătoare.

Noţiunea de „nişă liberă" implică ideea că nişa preexistă faţă de specia care, la un moment dat, vine şi o ocupă. Ideea este greşită şi probabil este o urmare a confundării noţiunii de nişă ecologică cu habitatul. Nişa ecologică (chiar dacă o privim doar sub aspectul său trofic) implică faptul că o parte din resursele ecosistemului sînt consumate de populaţia unei specii, populaţie care la rîndul său realizează o parte din productivitatea şi producţia biologică a ecosistemului, reprezentînd resursă pentru alte specii. Apare limpede că nişa ecologică reprezintă însăşi rezultatul activităţii unei populaţii, şi ca atare ea nu poate exista înaintea populaţiei date. Noţiunea de „nişă liberă" rămîne fără sens (Mauersberger, 1978).

Revenind la problema creşterii diversităţii după anumiţi gradienţi spaţiali (N—S) sau temporali (în decursul succesiunii ecologice) şi a limitelor acestei creşteri, apare clar că pe o suprafaţă dată creşterea diversităţii prin creşterea numărului de specii va fi însoţită în mod necesar de restrîngerea nişelor (a hipervolumelor) ocupate de fiecare specie în parte şi de scăderea numărului indivizilor din fiecare specie. Acest proces trebuie să aibă anumite limite prin simplul fapt că scăderea numărului indivizilor unei populaţii dincolo de anumite limite începe să devină un factor limitant al existenţei populaţiei deoarece încep să apară diferite dificultăţi în întîlnirea sexelor, deci în reproducere, în menţinerea teritoriului, în rezistenţă faţă de duşmani etc.

Majoritatea ecologilor admit relaţia o specie — o nişă ecologică. Dar un examen mai apropiat arată că situaţia reală, în foarte multe cazuri (poate chiar în majoritate) este alta. Orice populaţie de plante şi mai ales de animale, are o anumită structură pe vîrste, pe sexe. Acestor structuri, de cele mai multe ori le corespund şi funcţii diferite în biocenoză. De pildă, populaţia unui fluture poate cuprinde diferite stadii de dezvoltare (vîrste). Stadiul de ou — nu consumă nutrienţi, dar reprezintă o sursă de hrană pentru unele ciuperci, pentru anumiţi paraziţi care-şi depun ouăle în cele de fluturi. Stadiul de omidă consumă frunzele sau alte părţi ale plantelor şi reprezintă o sursă importantă de hrană pentru alţi paraziţi decît cei din stadiu de ou, precum şi pentru diferiţi răpitori (furnici, păianjeni, păsări etc.). Stadiul de pupă este din nou pasiv, iar stadiul de adult consumă, de pildă, nectarul florilor şi totodată polenizează florile şi serveşte drept hrană unor animale, ca diferite păsări. Este clar că în acest caz structura populaţiei nu este omogenă ci este polimorfă (polimorfism în

sens larg) şi totodată populaţia apare ca polifuncţională. Rezultă că o asemenea populaţie ocupă nu o nişă ci mai multe nişe ecologice.

Un alt exemplu şi mai elocvent. O scoică (specii de *Anodonta,* de *Unio*) în stadiu de glochidiu este un parazit obligatoriu pe peşti. Apoi se desprinde şi duce o viaţă liberă devenind animal bivalv, bentonic ; cît e mică, serveşte ca hrană peştilor, cînd depăşeşte anumite dimensiuni nu mai poate fi consumată de peşti pentru care devine indiferentă (relaţii de neutralitate) şi e consumată doar de unele mamifere (porci) sau păsări (unii stîrci) şi aici apare evident că diferite stadii (vîrste) ocupă nişe diferite.

Mai mult — nişele ocupate de fluturii adulţi din specii diferite sînt mai apropiate între ele, se suprapun chiar în mare măsură şi nişele ocupate de unionide adulte din specii diferite, în timp ce nişele adulţilor sînt complet diferite de cele ale stadiilor tinere din aceeaşi specie.

Uneori s-a putut constata şi diferenţierea nişelor pe sexe în interiorul unei populaţii. Mici diferenţe în ecologia sexelor sînt foarte frecvente la multe specii de animale, astfel încît nişele celor două sexe, practic, rareori se suprapun complet, dar la unele specii ele apar net despărţite. De pildă, la multe specii de *Culicidae* (ţînţari), femelele se hrănesc cu sîngele vertebratelor (mamiferelor), în timp ce masculii consumă lichide de origine vegetală ; acelaşi lucru se produce la dipterele din fam. *Simuliidae.*

La cele cîteva fapte citate s-ar putea adăuga nenumărate altele, dacă ţinem seama de generalitatea polimorfismului (fenotipic sau genotipic) populaţional. Aceste fapte duc la concluzia că polimorfismul reprezintă expresia morfologică, structurală, a caracterului polifuncţional al populaţiei.

Am văzut mai înainte că pornind de la postulatul o specie — o nişă, creşterea diversităţii ducînd la îngustarea nişelor, este limitată de scăderea numărului indivizilor fiecărei populaţii. Ori segregarea nişelor ocupate de o aceeaşi populaţie este o cale prin care aceste limite pot fi depăşite : creşterea diversităţii nişelor ocupate de o populaţie permite menţinerea unui număr suficient de mare de indivizi şi deci evitarea riscurilor pe care le implică scăderea prea mare a acestui număr.

Trebuie menţionat că nu este singura cale de evitare a riscurilor implicate în scăderea numărului indivizilor fiecărei specii odată cu creşterea numărului speciilor (a diversităţii) într-o biocenoză. Ruperea unor corelaţii şi deci sporirea gradului de „independenţă" a populaţiei, mai ales în privinţa unor funcţii importante ca înmulţirea, apare la fel de avantajoasă. De pildă, trecerea la autogamie sau la forme de înmulţire agame la multe plante le face independente faţă de polenizatori şi permite instalarea lor în biocenoză sau habitat unde numărul acestora este prea mic. Trecerea la înmulţire partenogenetică la multe animale permite evitarea dificultăţilor întîlnirii sexelor.

Concluzia care se desprinde din analiza făcută este că : pe o cale sau alta (creşterea numărului speciilor, a numărului nişelor, a unei anumite distribuţii a abundenţelor relative) diversitatea biocenozelor creşte după anumiţi gradienţi spaţiali sau în decursul evoluţiei lor.

Care este semnificaţia, sensul (rostul) biologic al acestui proces ?

După cum s-a arătat, o anumită diversitate funcţională este o condiţie a însăşi existenţei unui sistem biologic. Astfel, diferenţierea principalelor grupe funcţionale — producători, consumatori, descompunători reprezintă o necesitate pentru existenţa unei biocenoze deoarece asigură

transferul de substanță și energie. Diferențierea (diversitatea) formelor vieții în interiorul fiecărui nivel trofic, permite sporirea intrărilor de energie în nivelul respectiv, deci, folosirea mai eficientă a unor resurse variate și creează premise noi pentru creșterea ulterioară a diversității. Interacțiunea dintre specii permite evoluția organizării biocenozei, a autocontrolului întregului sistem care devine mai stabil, mai rezistent la perturbări de diferite naturi. În felul acesta creșterea diversității prin creșterea complexității legăturilor dintre specii, duce la realizarea unui control multiplu reciproc și la creșterea stabilității ecosistemului (vezi pag. 187).

Deci, diversitatea este un indice cantitativ care poate fi calculat pornind de la cunoașterea numărului speciilor și a abundențelor relative a fiecăreia.

Procedeele de calculare a diversității sînt date la finele acestui capitol ; aici ne vom limita doar la unele observații referitoare la aceste calcule.

Sînt trei modalități de calculare a diversității. Una se bazează pe distribuția statistică a abundențelor relative a speciilor din biocenoză. O altă modalitate este bazată pe teoria informației și aplică pentru calcul funcția Shannon—Wiener. Avantajul acestei modalități este că ea permite calcularea cantității de informație din biocenoza întreagă sau dintr-un subsistem al acesteia și deci permite estimarea gradului de organizare (de ordine) a sistemului. O a treia modalitate de calcul se bazează pe teoria probabilității (indicele lui Simpson). Ea permite evaluarea probabilității găsirii (extragerii) la întîmplare, dintr-o biocenoză, a doi indivizi din acea specie. Evident, dacă abundența relativă a unei specii este mare (de pildă 96% în exemplul dat anterior) atunci această probabilitate va fi și ea foarte mare. Cu cît abundența relativă va fi mai mică, această probabilitate va fi mai mică. Ultimele două modalități sînt mai frecvent folosite și ele permit o bună comparație a biocenozelor din punct de vedere al diversității lor, deși semnificația biologică a rezultatelor acestor calcule nu este pe deplin lămurită iar datele folosite în calcul (numărul speciilor și abundența relativă) sînt prea limitate.

De aceea, deși utilitatea estimării diversității diferitelor biocenoze nu poate fi negată, este util să arătăm și neajunsurile modalităților de abordare menționate, neajunsuri a căror rezolvare ar putea lămuri și sensurile mai profunde ale diversității.

În primul rînd, nici una din modalitățile de calcul nu ține seama de importanța unei specii în biocenoză, ci doar de abundența ei relativă. Ori, am văzut mai înainte că o specie poate avea o abundență relativă scăzută (ca număr și ca biomasă) ca, de pildă, răpitorii de vîrf dintr-o biocenoză, și totuși să aibă un rol de prim ordin în controlul întregii biocenoze (Smith, 1974).

În al doilea rînd, speciile sînt tratate în aceste calcule, la fel cu niște obiecte inerte, care se comportă independent unele față de altele, ca și cum ar exista posibilitatea liberă a oricărei combinații. În realitate în orice biocenoză (ca și oricare sistem biologic) între elementele ei componente apar numeroase corelații, conexiuni, ceea ce face ca anumite specii fiind corelate (parazit — gazdă, polenizatori — plante polenizate, carnivor — pradă, comensali simbionți etc. sau diferite corelații indirecte) să se întîlnească mai frecvent sau chiar obligatoriu împreună. Corelațiile, limitînd numărul de combinații libere duc la scăderea cantității de informație, deci și a diversității, dar determină (în anumite limite) creșterea gradului de stabilitate a sistemului (vezi pag. 20). Tocmai aceste corelații

fac ca tendința biocenozelor, generată de creșterea diversității în decursul succesiunii ecologice, a evoluției lor, să fie tendința de realizare, nu a diversității maxime posibile (pentru numărul dat de specii), ci al celei optime pentru menținerea structurii și funcționării biocenozei.

În al treilea rînd, calculele luînd în considerare doar numărul speciilor și abundența lor relativă, conțin implicit ideea că o specie corespunde unei nișe, îndeplinește o anumită funcție și are o structură uniformă. Ori, tocmai aceste aspecte care stau la baza modalităților de calcul a diversității, sînt discutabile.

Din punct de vedere ecologic calcularea diversității ar prezenta mai mare interes dacă ar ține seama nu numai de numărul speciilor și abundența relativă a lor — fapt care conferă acestor formule un interes mai ales floristic și faunistic — ci ar tinde să reflecte diversitatea funcțională, în care caz trebuie ținut seama de numărul nișelor și nu numai de cel al speciilor.

RELAȚII INTERSPECIFICE

Relațiile dintre populațiile (speciile) unei biocenoze, parte integrantă a structurii sale, reprezintă trăsătura fundamentală, caracteristică a acesteia (vezi pag. 40).

Orice populație își desfășoară activitatea în sînul biocenozei date și, ca atare, prin trăsăturile sale structurale, funcționale și comportamentale, este conexată mai mult sau mai puțin strîns, direct sau indirect, cu multe alte populații. Aceste conexiuni reprezintă rezultatul adaptării reciproce a populațiilor.

Biocenoza apare ca o rețea de conexiuni dintre populațiile componente, conexiuni care determină : integralitate biocenozei și de fapt a întregului ecosistem ; organizarea biocenozei (numărul și structura nivelelor trofice, lanțurile și rețelele trofice, ca și funcționalitatea acestora) ; circuitul substanțelor (ciclurile biogeochimice), fluxul de energie prin ecosistem, ca și transferul de informație ; autocontrolul ecosistemului (stabilitatea, rezistența la perturbări) ; determină în mare măsură, sensul (direcția), intensitatea și formele selecției, deci determină evoluția corelată a speciilor și, în fine — determină cantitatea și calitatea productivității biologice a ecosistemului.

Relațiile interspecifice, atît cele directe cît și (mai ales) cele indirecte, sînt de o extraordinară diversitate și complexitate. Din această cauză încercările de sistematizare a lor sînt pe cît de necesare pe atît de dificile.

Pînă în prezent nu există vreo clasificare pe deplin satisfăcătoare a acestor relații, în care să fie cuprinsă întreaga diversitate a faptelor cunoscute.

În această situație, o problemă de primă importanță în elaborarea unei sistematizări a faptelor este aceea a criteriului celui mai potrivit din punct de vedere ecologic.

Majoritatea manualelor de ecologie clasifică relațiile interspecifice, pornind în esență de la criteriul efectului direct, imediat, al acestor relații asupra indivizilor implicați. Este în fond un criteriu individualist.

Vom analiza mai întîi clasificarea bazată pe acest criteriu. După aceea, vom examina căile și mijloacele de comunicație între specii, deoarece ele reprezintă mecanismele concrete prin care se realizează conexiunile interspecifice. În finalul capitolului, pornind de la faptul că relațiile inter-

specifice sînt în fond relaţii între populaţiile unui ecosistem, vom sistematiza aceste relaţii după criteriul rolului lor în viaţa populaţiilor, adică pe principiul populaţional şi nu individual.

Relaţii interspecifice stabilite pe criteriul efectului direct. Aplicînd acest criteriu în relaţiile dintre două specii A şi B, putem reprezenta schematic interacţiunea în modul următor : A⇄B. Dacă ţinem seama că fiecare săgeată poate avea trei semnificaţii : acţiunea pozitivă (+), negativă (—) sau nulă, neutră (0), atunci pot exista nouă ($3 \times 3 = 9$) combinaţii diferite, deci 9 forme de relaţii posibile. Examinarea faptelor arată că, practic, toate combinaţiile teoretic posibile pot fi găsite în natură.

Neutralism (00). Populaţiile luate în considerare nu se afectează în nici un fel una pe alta, în mod direct. De pildă, populaţia veveriţei dintr-o pădure este indiferentă (neutră) faţă de populaţiile de coleoptere, fluturi sau alte insecte din aceeaşi pădure.

Competiţie (concurenţă) (— —). Este interacţiunea a două populaţii (sau organisme) cărora le sînt necesare aceeaşi hrană, acelaşi fel de adăpost, loc de trai etc. În acest caz poate fi afectată, într-un fel sau altul creşterea, supravieţuirea ambelor populaţii considerate. Adesea populaţia afectată poate să fie complet eliminată din nişa respectivă.

Mutualism [1] (++). În acest caz ambele populaţii sînt afectate pozitiv, deci profită de pe urma convieţuirii şi sînt obligatoriu dependente una de alta. Mutualismul este foarte răspîndit în natură. Practic, se pare că cele mai multe specii se află în relaţii de mutualism cu cîte una sau mai multe specii. Nenumărate fapte pot ilustra această modalitate de convieţuire.

Bacteriile fixatoare de azot (*Rhizobium*) convieţuiesc obligatoriu cu plante leguminoase. Lichenii reprezintă rezultatul convieţuirii obligatorii dintre alge, ciuperci şi (în unele cazuri) bacterii.

Convieţuirea dintre ciuperci şi arborii de pădure (micorize) este esenţială pentru dezvoltarea arborilor. În această convieţuire structura rădăcinilor este modificată, iar complexul rădăcină—ciupercă se arată a fi mai eficient în absorbirea sărurilor minerale din sol. Ciuperca utilizează hidraţi de carbon şi substanţe de creştere produse de arbori.

Convieţuirea obligatorie dintre diferite grupe de plante şi animale este, de asemenea, bine cunoscută.

Numeroase specii de protozoare (rizopode, ciliate, flagelate) se află în relaţii de mutualism cu diferite specii de alge monocelulare. Asemenea relaţii se cunosc şi la spongieri, celenterate (*Chlorohydra viridissima*, coralieri — ca genurile de recifi *Acropora, Fungia* şi altele) (Taylor, 1978 ; Webb, Wiebe, 1978). Alge simbionte se cunosc şi la viermi turbelariaţi ca, de ex. *Dalyelia viridis, Convoluta roscoffensis*. Endosimbiontul acestei din urmă specii este alga *Platymonas convolutae*. S-a stabilit că glucoza, fructoza, unii aminoacizi, sintetizate de algă trec în ţesuturile viermilor (Kremer, 1975). Şi la moluşte (ex. *Tridacna*) se cunoaşte convieţuirea cu alge.

Multe specii de insecte care se hrănesc cu celuloză conţin, în intestinul lor, bacterii simbionte care fac posibilă digerarea acestui compus foarte rezistent. Printre alte grupe, acest fenomen este cunoscut la larvele unor coleoptere (larve de *Melolontidae, Lucanidae*) a unor diptere (*Tipulidae*).

---

[1] Uneori este denumit şi simbioză. Acest din urmă termen, însemnînd de fapt convieţuire, cuprinde diferite forme de relaţii ale populaţiilor ce convieţuiesc, ca de pildă mutualismul, comensalismul etc.

Se cunosc numeroase cazuri de mutualism dintre insecte şi ciuperci (de exemplu, mutualismul dintre unele insecte cicadide, ca *Ledra aurita, Pyrgauchenia breddini* cu ciuperci endosimbionte).

Trebuie amintită convieţuirea, adesea obligatorie, dintre unele plante cu flori şi anumite specii de insecte care le polenizează.

De asemenea, se cunosc multe cazuri de mutualism dintre specii de animale ca, de pildă, dintre unele specii de flagelate care populează intestinul termitelor, permiţîndu-le acestora din urmă utilizarea celulozei în hrană.

Protocooperare (++). În acest caz, ca şi în cel precedent, ambele specii profită de pe urma convieţuirii, dar această relaţie nu este obligatorie pentru nici una din ele. De pildă, unii crabi au fixate pe spatele lor actinii. Acestea din urmă profită prin faptul că devin mobile, deci se pot hrăni mai bine, pot utiliza în plus şi resturile rămase din hrana crabului, iar acesta este mai bine apărat. Dar crabul, cît şi respectivele celenterate, pot exista şi de sine stătător.

Comensalism (+0). Relaţia este obligatorie pentru comensal în timp ce „gazda" nu este afectată de această convieţuire. Numeroase cazuri cînd un organism — plantă sau animal — este folosit drept adăpost sau suport de către organisme aparţinînd altor specii, se pot încadra în această categorie. De pildă, în interiorul spongierilor, în camera paleală a scoicilor, în camera branhială a racilor, se pot întîlni reprezentanţi din diferite specii, larve de insecte, viermi, care profită de aceste adăposturi în care circulă apa cu particule nutritive. Gazda de obicei nu este afectată de aceste prezenţe, cît timp nu sînt excesive. Această convieţuire poate reprezenta un prim pas fie către mutualism, fie către parazitism.

Amensalism (—0) (antibioza : Rafes, 1977). Relaţia nu este obligatorie pentru nici unul din componenţi. Dar cînd se produce interacţiunea, ea constă în faptul că un component (amensalul) este inhibat în creşterea sau dezvoltarea sa de către unele produse elaborate de partener. Multe substanţe eliminate de bacterii, de alge, de plante superioare sau chiar de animale au efect inhibitor asupra dezvoltării indivizilor aparţinînd altor specii. Antibioticele produse de bacterii sau ciuperci au aceste efecte.

Parazitism (+—) Relaţia este obligatorie şi implică un efect pozitiv pentru parazit şi un efect negativ, inhibitor, pentru gazdă.

Predatorism (+—) Ca şi în cazul parazitismului, relaţia este obligatorie şi pozitivă pentru prădător şi negativă, inhibitoare, pentru pradă. Însă, spre deosebire de parazitism în care, în mod obişnuit, individul parazit nu-şi omoară gazda, deoarece ar duce la moartea parazitului, răpitorul de obicei îşi omoară prada.

Această clasificare cuprinde multe din formele sub care se pot înfăţişa relaţiile bilaterale dintre doi parteneri. Desigur, ea nu reuşeşte să cuprindă toate formele acestor relaţii existente în natură. De exemplu, în nici una din aceste categorii nu pot fi cuprinse relaţiile rezultate din formele şi culorile protectoare ale animalelor (vezi pag. 149), relaţiile dintre numeroase plante şi animale legate de diseminarea unora sau a altora etc. Deşi se vorbeşte de populaţii, această clasificare reflectă, în esenţă, desfăşurarea relaţiilor la nivelul indivizilor şi efectul mai ales direct şi imediat asupra indivizilor implicaţi. Dacă privim aceste relaţii de pe poziţia populaţiilor implicate şi a evoluţiei acestora, semnificaţia şi efectul diferitelor relaţii pot deveni diferite. Desigur că orice relaţie presupune în mod necesar participarea indivizilor, ea se desfăşoară prin indivizii respectivi.

Dacă ţinem seama de faptul că aceste relaţii afectează un mare număr de organisme sau chiar toţi indivizii unei populaţii şi că ele s-au constituit în timp, ca rezultat al evoluţiei în comun a speciilor implicate, atunci apare evident că ele trebuie privite în primul rînd ca relaţii dintre sisteme populaţionale, ca adaptări reciproce, mai mult sau mai puţin constituite şi avînd un anumit rol în desfăşurarea normală a vieţii populaţionale. De pildă, din punct de vedere al individului, acţiunea prădătorului este dăunătoare pentru că duce la distrugerea unor indivizi. Din punctul de vedere al populaţiei implicată în relaţii de predatorism, populaţia prădătoare este un factor de selecţie şi, deci, de evoluţie şi de adaptare. Între populaţia prădătoare şi pradă se elaborează adaptări reciproce, de pildă, în privinţa efectivului populaţiilor şi a ritmului de înmulţire. Prădătorul devine un factor al existenţei prăzii, devine într-un fel o necesitate. Multe fapte arată că distrugerea prădătorilor duce adesea nu la creşterea şi prosperitatea prăzii, ci, din contră, determină o scădere a populaţiei după care cu greu se reface.

Putem ilustra deosebirea dintre cele două puncte de vedere (individual şi populaţional) printr-un exemplu teoretic : o omidă (A) este atacată de o insectă parazitoidă (B), care în interiorul gazdei ei este atacată de un hiperparazit (C). Deci se stabileşte relaţia :

$$A \longrightarrow B \longrightarrow C$$

gazdă parazit hiperparazit

Din punct de vedere individual, relaţia dintre B şi A şi cea dintre C şi B se încadrează în combinaţia +—. Dacă însă ne întrebăm care este relaţia dintre C şi A, lucrurile se schimbă. Hiperparazitul (C) îşi atacă gazda (B) aflată în interiorul organismului A. Acesta din urmă este condamnat la pieire, indiferent dacă B este sau nu atacat. Apare evident că individul C, distrugîndu-l pe B, nu poate fi de nici un folos pentru A. Relaţia dintre C şi A, din punctul de vedere al indivizilor, apare ca indiferentă (00), concluzie evident greşită. Sensul adevărat al acestor relaţii apare numai dacă sînt analizate de pe poziţii populaţionale. Existenţa *populaţiei* A nu este indiferentă pentru C, deoarece reprezintă condiţia existenţei lui B cu care se hrăneşte C. Hiperparaziţii (C) reduc efectivul populaţiei B şi permit astfel unui mai mare număr de indivizi din populaţia A să rămînă intacţi şi să asigure reproducerea acestei din urmă populaţii. Deci numai ca populaţie, hiperparazitul (C) devine util populaţiei A. În acelaşi timp, populaţia A asigură permanenţa hranei (B) pentru populaţia C. Deci relaţia A—C apare cuprinsă în combinaţia ++.

Exemplul analizat este cu drept de generalizare pentru că, orice specie trăieşte pe seama altora şi serveşte drept sursă de hrană altor specii. Acest exemplu arată pe de o parte importanţa punctului de vedere populaţional în examinarea relaţiilor interspecifice iar, pe de altă parte, scoate în evidenţă rolul nu mai puţin important al relaţiilor indirecte, fapt subliniat cu deosebită putere încă de Darwin.

Comunicaţii ale populaţiilor cu mediul ambiant. Existenţa unor comunicaţii între o populaţie şi mediul său ambiant biologic sau abiotic presupune, pe de o parte emiterea unor semnale codificate iar pe de altă parte recepţia semnalelor din mediu prin organe de simţ, specializate, decodificarea semnalelor, interpretarea lor şi efectuarea răspunsului adecvat.

Cercetarea acestor probleme este dificilă şi se află abia la începutul ei, deşi nu se poate subestima importanţa practică a ei pentru economia umană, pentru ocrotirea naturii şi a sănătăţii omului.

Comunicaţii pe căi fizice, între diferite specii sau intraspecifice (adesea nu ştim să le deosebim) se cunosc în numeroase cazuri, producîndu-se prin mijloace sonice sau ultrasonice, luminoase, prin radiaţii termice, electromagnetice etc.

Se cunoaşte, de pildă, semnalizarea acustică la unii peşti, cu semnificaţie atît intraspecifică (recunoaşterea reciprocă, înmulţirea) cît şi interspecifică sau legată de orientarea în spaţiu. Unde scurte în unele cazuri semnalizează prezenţa hranei în alte cazuri sunetele au semnificaţie de ameninţare. Sunete emise de peşti ca şi ecourile acestora au fost înregistrate în zone oceanice cu adîncime de peste 5 000 m. De obicei sunetele au o structură ritmică ceea ce permite protecţia lor contra zgomotelor străine.

Delfinii constituie unul din cele mai interesante obiecte de studiu al comunicaţiilor la animalele acvatice. S-a stabilit existenţa a trei tipuri de semnale sonice : şuierăturile (cîţiva khz), un fel de pocnituri (zeci de khz) reprezentînd impulsuri cu frecvenţă înaltă folosite ca locatoare şi un fel de grohăit, reprezentînd sunete complexe. Organele producătoare de sunete sînt reprezentate prin saci aerieni, avînd diferite forme şi structuri, situaţi în ţesuturile moi ale capului, deasupra nărilor. Craniul şi, probabil ţesuturile moi ale capului (mai ales cele adipoase), joacă rol prin forma lor, în orientarea sunetelor de înaltă frecvenţă emise de animal (Romanenko şi colab., 1965).

Unele din aceste semnale servesc pentru orientarea delfinilor. Ele reprezintă un radar ultrasonic (sonar) cu ajutorul căruia animalele se orientează foarte precis în ape tulburi sau în timpul nopţii. Cu ajutorul aceluiaşi sistem delfinii deosebesc cu precizie obiectele din apă şi pot identifica specii de peşti pe o distanţă pînă la 3 km. Este bine cunoscut, de asemenea, sonarul de o mare precizie şi fineţe al liliecilor. El le permite atît o precisă orientare în spaţiu (evită pe întuneric sîrmele cu o grosime de 0,175 mm), cît şi detectarea şi prinderea prăzii (insecte). De remarcat este şi faptul că unele din aceste insecte, au probabil, la rîndul lor, organe de recepţie a ultrasunetelor emise de lilieci, pentru că atunci cînd sînt atinse de ele, se îndepărtează repede sau cad la pămînt.

Liliacul *Noctilio leporinus* care se hrăneşte cu peşti, îi detectează cu ajutorul unui locator ultrasonic extrem de puternic. Semnalele emise pătrund în apă, se reflectă de corpul peştilor şi sînt apoi recepţionate de liliac. Deoarece energia semnalelor reflectate în acest fel (trecînd prin apă) scade de aproape 1 milion de ori, sensibilitatea organelor de recepţie trebuie să fie extraordinar de mare (Griffin şi Movick, 1955).

Se ştie foarte bine că sunetele de alarmă emise de unele păsări (nagîţul, pescăruşii) sau mamifere (ex. popîndăul) alarmează nu numai indivizii din propria specie, dar pun în alertă multe alte animale, care au învăţat semnificaţia acestor semnale.

Rolul semnalelor luminoase în comunicarea dintre specii a fost analizat în paragraful referitor la lumină. Subliniem doar încă o dată faptul că unele specii învaţă limbajul altora (vezi şi paragraful privind comunicaţii chimice).

Comunicaţii pe căi chimice. Toate organismele prin excreţie sau secreţie în timpul vieţii lor, elimină în mediu numeroşi compuşi biochimici de o extraordinară diversitate. Prin descompunerea cadavrelor multe sub-

stanțe difuzează în mediul înconjurător. La aceasta trebuie adăugate substanțe de origine minerală, degajate prin diferite procese în sol, apă, aer. Se poate spune fără exagerare că toate ființele trăiesc într-un mediu chimic foarte complex în care practic fiecare compus chimic, fiecare moleculă, este purtătoare de informație. Pe această cale se transmit informații atît intraspecific cît și interspecific. Aici ne vom opri doar asupra celor interspecifice, deși uneori sînt greu de separat.

Pe cale chimică sau biochimică informațiile se pot transmite între plante, între plante și animale, între animale, ca și între mediul abiotic și plante sau animale. În aceste procese de obicei sînt implicate cantități extrem de mici de substanță, care se dispersează repede în mediu (prin difuzie, prin curenți aerieni sau ai apei). De aceea acest mijloc de comunicație este foarte economic din punct de vedere energetic, rapid, eficient din punct de vedere al fidelității informației și al țintei căreia îi este adresat și se poate propaga la distanțe mari. Desigur, el presupune existența unor organe de recepție adesea specializate și de o mare finețe.

Unii metaboliți își exercită rolul informațional după ce sînt eliminați în mediul ambiant (exometaboliți), deci la o distanță mai mică sau mai mare față de organismul producător. Alți metaboliți, din contra, își exercită rolul numai dacă organismul producător este atins sau chiar consumat parțial sau complet de prădător. În acest din urmă caz apare evident că informația transmisă nu are valoare pentru individul consumat, dar poate fi valoroasă doar pentru populația din care face parte.

În funcție de calitatea (semantica) informației, metaboliții pot avea efecte diferite asupra organismelor care îi recepționează (receptori) : orientarea în spațiu a receptorului în sensul apropierii sau îndepărtării de sursă ; influențarea înmulțirii, creșterii și dezvoltării organismelor receptoare, punerea receptorului în stare de alarmă, utilizarea metabolitului ca armă chimică, de apărare. Vom examina succint aceste aspecte.

O r i e n t a r e a î n s p a ț i u. Metaboliții dizolvați în apă sau dispersați în aer sînt percepuți de organele de simț chimic (miros, gust) și, în funcție de semnificația lor pentru organismul receptor, determină răspunsul acestuia : mișcarea către sursă (atractanți), îndepărtare de sursă (repelenți) sau realizarea stării de alertă (teriboni).

Specii de salmonide care se reproduc în rîuri și apoi migrează în mare unde trăiesc pînă la maturitate sexuală, se întorc pentru reproducere în apa curgătoare în care s-au născut.

Orientarea se face după „mirosul apei“ specific fiecărui rîu și determinat de complexul de metaboliți produși de biocenoza respectivă, poate și de substanțele minerale dizolvate. Se admite că mirosul apei unui rîu avînd la vărsare în mare un debit de 6 000 m^3/s, este perceput de salmonide la o distanță de pînă la 800 km de la vărsare.

Broasca țestoasă oceanică *Chelonia mydas* migrează pentru reproducere de la coasta Braziliei unde se hrănește, spre insula Ascension pe o distanță de 1 400 mile, orientîndu-se după corpuri cerești și după „mirosul“ insulei adus de vînt și de curentul ecuatorial (Carr, 1965).

Este îndeobște cunoscut că mirosul hranei, ca și al prăzii, este perceput de consumatorii lor de la distanțe adesea considerabile.

Insectele sugătoare de sînge, mamiferele carnivore etc., de cele mai multe ori se orientează către pradă după mirosul acesteia dus de vînt sau de apă. Sensibilitatea la aceste mirosuri este adesea uimitoare. De pildă, s-a constatat prin observații aeriene, că rechinii simt mirosul sîngelui la

distanță de 2 km. Ei intră în agitație cînd în bazinul în care se află se introduce apa dintr-un alt bazin în care au stat peștii timp de 20 minute.

Mirosul degajat de substanțe organice în descompunere (cadavre, excremente) atrage de la mari distanțe animale care se hrănesc cu aceste substanțe (insecte necrofage, coprofage, păsări, mamifere mîncătoare de cadavre).

Plantele, după cum se știe, degajă variate mirosuri. Compoziția chimică a acestor substanțe este complexă, încă puțin cunoscută. Din punctul de vedere al omului, unele din aceste mirosuri sînt plăcute, atrăgătoare, altele din contra, neplăcute, respingătoare. Mirosurile plăcute ale multor flori sînt date de substanțe volatile, mai ales din grupul mono și sesquiterpenelor, sau de alte substanțe ca alcooli alifatici, cetone, esteri. De multe ori este vorba de amestecuri de diferite substanțe. Sînt folosite în parfumerie pentru fabricare de parfumuri : substanțe folosite de oameni (mai ales de femei) ca atractanți.

Substanțele cu mirosuri neplăcute pentru om sînt reprezentate mai ales prin diferite monoamine, diamine, indoli.

Desigur, pentru alte animale, mirosurile emanate de plante au altă valoare decît pentru om.

Semnificația mirosurilor produse de flori este mai ales aceea ca, împreună cu culorile florilor, să atragă animalele polenizatoare. Există numeroase dovezi în acest sens : florile polenizate prin vînt de cele mai multe ori nu au petale și nu emană mirosuri ; plantele polenizate de insecte ce zboară după apusul soarelui își deschid florile și emană mirosuri tot după apusul soarelui, iar cele ce sînt polenizate de insecte de zi — o fac ziua.

Unele plante ca, de pildă, *Helleborus foetidus, Arum maculatum* produc mirosuri respingătoare pentru om, dar care, imitînd mirosuri cadaverice sau ale excrementelor, atrag insecte polenizatoare. La unele plante se dezvoltă adaptări complexe care permit atragerea polenizatorilor, capturarea lor temporară și polenizarea. Astfel, florile de *Arum* (fig. 38) sînt bisexuate, nu au înveliș floral, sînt așezate în partea proximală a spadicelui ; florile femele chiar la baza spadicelui, cele mascule mai sus ; deasupra lor urmează flori sterile. Spadicele este înconjurat de o spată colorată. S-a constatat că, în partea distală, mai umflată a spadicelui, respirația este deosebit de intensă ducînd la ridicarea temperaturii pînă la 30 °C. Căldura duce la volatilizarea unor amine urît mirositoare (pentru om) care atrag insecte coprofage : coborînd pe spadice, ele cad în fundul florii, nimerind într-un fel de capcană din care nu pot ieși din cauza suprafeței interne foarte alunecoase a spatei. Agitîndu-se, insectele efectuează polenizarea. După aproximativ 24 ore, în urma fecundării, se produc unele schimbări structurale, între care și încreștirea suprafeței spatei, astfel încît insecta poate ieși și, purtînd polen, poate eventual poleniza alte flori (Harborne, 1977).

Florile de *Aristolochia,* de asemenea atrag insecte (mai ales muște) prin miros de indol. Ajunse în fundul

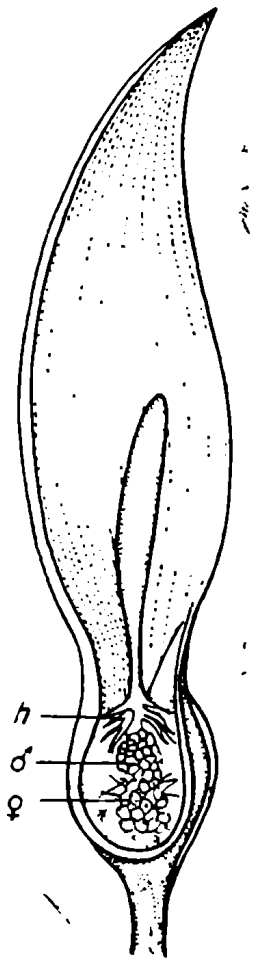


Fig. 38. Inflorescență de Arum maculatum (secțiune). cu flori femele masculine și sterile (h). (Din Strasburger et al., 1962).

florii de unde vine mirosul, ele nu pot ieși din cauza perișorilor de pe pereții tubului îngust al florii, îndreptați spre fundul florii și turgescenți. După fecundare, perișorii se veștejesc iar insectele încărcate cu polen își pot lua zborul spre alte flori.

Planta carnivoră *Sarracenia flava* atrage insecte cu ajutorul mirosului unui alcaloid (coniina) care are și acțiune paralizantă asupra prăzii căzute în capcană, unde este digerată.

Cel puțin în primele două exemple (*Arum* și *Aristolochia*) apare evident că este vorba de o imitare a mirosului hranei unor insecte, avînd drept rost atragerea lor și efectuarea polenizării. Se cunosc o serie de cazuri cînd florile emană substanțe cu structură chimică și mirosul, identice cu cele ale feromonilor sexuali a unor insecte, atrăgîndu-le pentru efectuarea polenizării. Astfel, florile de *Cassia fistulosa* (fam. *Leguminosae*) emană metilengenol — substanță care este și feromonul sexual produs de femelele dipterului *Dacus dorsalis*. Masculii, foarte sensibili la acest miros (0,01 μg de substanță determină atracția masculilor) sînt atrași în flori și produc polenizarea.

Un exemplu mai complex se referă la relațiile dintre albinele solitare din genul *Andrena* și orhideele din genul *Ophrys*. De mai multă vreme s-a constatat că florile acestei plante, prin forma și culoarea lor, seamănă îndeaproape cu femelele unor specii de *Andrena*. S-a observat că masculii, așezîndu-se pe aceste flori, încearcă să copuleze cu ele, producînd astfel polenizarea. Recent s-a constatat că florile de *Ophrys* atrag masculii de *Andrena* și prin miros : emană o substanță foarte apropiată de feromonul sexual al albinei (Kullenberg and Bergström, 1975).

Apărare. Numeroase mijloace chimice sînt utilizate atît de plante cît și de animale pentru apărarea indivizilor, a populațiilor, pentru inhibarea dezvoltării concurenților.

Nu vom cuprinde aici substanțe toxice — ca de pildă, veninul șerpilor sau al scorpionilor, ale unor celenterate etc. — prin care este omorîtă sau paralizată victima care apoi este consumată. Acestea reprezintă arme de atac (sau uneori de apărare), ducînd la distrugerea fizică a victimei fără a-i transmite vreun mesaj.

Ne vom opri asupra mijloacelor de comunicații chimice care, prin diferite modalități (prin consumul unor indivizi, prin contact sau la distanță) transmit agresorului sau competitorului un mesaj preventiv avînd drept rezultat apărarea individului sau, uneori apărarea populației cu prețul sacrificării unor indivizi. Sînt așa numite substanțe repelente.

Mijloace de apărare chimică sînt deosebit de dezvoltate la plante. Acest lucru apare firesc, dată fiind relativa imobilitate a plantelor. O altă caracteristică o reprezintă faptul că, spre deosebire de animale, majoritatea plantelor se pot lipsi de unele părți ale corpului lor, mîncate de un animal fără ca existența lor să fie periclitată. Aceasta face ca, în cele mai multe cazuri, mesajul chimic să fie transmis prin contact direct cu planta, prin consumul unor părți din ea și în mai puține cazuri să fie transmis la distanță (spre deosebire de mijloacele chimice de atracție).

Dacă apreciem toxinele plantelor, nu prin efectul lor doar asupra omului sau a animalelor domestice, ci asupra altor specii, inclusiv insectele, atunci se poate afirma că majoritatea plantelor sînt toxice. Vom ilustra aceste situații prin cîteva exemple mai semnificative din numeroase fapte cunoscute.

Multe plante sintetizează compuşi (glicozizi cianogenici) care pot elibera acidul cianhidric (HCN), foarte toxic pentru animale. Din aceşti compuşi acidul cianhidric este eliberat prin acţiunea unei enzime. Enzima respectivă şi substratul ei conţinînd HCN, în planta intactă, se află în organite diferite ale celulelor. Numai cînd ţesutul vegetal este strivit (de un ierbivor), enzima acţionează eliberînd HCN, ducînd la îndepărtarea animalului. Acest mijloc de apărare se cunoaşte la multe leguminoase. Astfel, s-a constatat că populaţiile europene de *Trifolium repens* şi *Lotus corniculatus* — plante furajere, prezintă un remarcabil polimorfism în privinţa cianogenezei : populaţiile din Europa de vest şi din Marea Britanie prezintă acest fenomen cu mare frecvenţă (70—95%), în timp ce acelea din U.R.S.S. nu au această însuşire. La populaţiile central europene cianogeneza apare cu frecvenţa intermediară 25—50%. Explicaţia acestor deosebiri constă în relaţiile acestor plante cu consumatorii lor principali — gasteropodele. Multe specii de gasteropode evită plantele cianogenice. În vestul Europei, iernile fiind mai blînde, fitofagii sînt activi în mare parte a anului şi deci mijloacele de apărare capătă importanţă vitală. În est, iernile aspre şi lungi împiedică activitatea acestor moluşte şi deci acest mijloc de apărare nu mai este necesar.

Cercetări efectuate pe unele specii de *Acacia* (fam. *Leguminosae*) vin în sprijinul acestei explicaţii. O serie de specii ale acestui gen, în America Centrală sînt în relaţii de mutualism cu specii ale furnicilor din genul *Pseudomyrmex :* plantele oferă furnicilor adăpost şi hrană sub formă de nectar, iar furnicile apără planta de animale ierbivore pe care le atacă cu violenţă. Evident că aceste plante nu au nevoie de alte mijloace de apărare, ca atare ele nu sînt cianogenice. În aceeaşi regiune trăiesc alte specii de *Acacia,* neasociată cu furnici şi care sînt cianogenice. Experienţele confirmă interpretarea acestui fenomén : dacă de la plantele tinere ale acaciilor asociate cu furnici acestea sînt înlăturate, plantele nu supravieţuiesc mai mult de 6—9 luni (Harborne, 1977).

Desigur, se poate observa că furnicile se instalează pe Acacii necianogenice tocmai pentru că acestea nu conţin substanţă toxică. Aceasta este o dovadă în plus că cianogeneza reprezintă o armă eficace de apărare contra fitofagilor, inclusiv a furnicilor. Faptul că unele miriapode se apără de furnici producînd acid cianhidric, confirmă această concluzie.

În unele cazuri s-a putut stabili că prezenţa la o plantă a unei substanţe toxice are efecte directe şi indirecte asupra unor specii de animale, determinînd o evoluţie corelată a întregului grup de specii.

Astfel, unele specii de plante din fam. *Asclepiadaceae* (ex. *Asclepias curassavica* şi alte specii ale genului), ca şi din fam. *Apocynaceae* (ex. *Nerium oleander*) conţin glicozide cu efecte cardiace (glicozide fenantrenice), ca mijloc de apărare contra insectelor. Pentru animalele superioare ele sînt amare şi toxice. Omizile unor fluturi din familia central şi nord americană *Danaidae* (ex. *Danaus plexippus*) s-au adaptat totuşi să consume frunzele de *A. curassavica,* izolînd şi depozitînd în corp substanţa toxică. Neavînd concurenţi la hrană, planta respectivă devine hrana preferată a omizilor. Toxina este transmisă fluturilor adulţi. Unele păsări ca, de pildă, un fel de gaiţă *Cyanocitta cristata bromia* care în mod obişnuit se hrăneşte cu fluturi, după ce gustă odată pe *D. plexippus,* vomită hrana şi învaţă repede să recunoască şi să evite fluturii din această specie. *D. plexippus* este mimat de alte specii de fluturi (fam. *Pieridae*) perfect comestibili, dar care sînt evitaţi de păsări datorită asemănării cu danaidul devenit

toxic prin acumularea toxinei, produse de planta gazdă. Acesta nu este un fapt răzleţ. Rothschild (1973) citează peste 40 specii de insecte (23 lepidoptere, 7 himiptere, 6 ortoptere, 5 coleoptere, 1 neuropter şi 1 dipter), capabile să depoziteze în corpul lor toxinele plantelor.

Vom cita încă un singur exemplu în care sînt implicate unele specii ce trăiesc şi la noi în ţară. Specii ale genului *Senecio* (*S. vulgaris* — cruciuliţă, *S. jacobaea* — rujină) (fam. *Compositae*) conţin alcaloizi care le protejează bine împotriva ierbivorelor. Omizile unor fluturi ca *Arctia caja* — acumulează aceste substanţe toxice care se regăsesc şi la fluturii respectivi. De subliniat că fluturii au coloraţia aposematică (de avertizare).

Un alt mijloc chimic de apărare a plantelor contra dăunătorilor fitofagi îl reprezintă producerea de hormoni juvenili ai insectelor. După cum se ştie dezvoltarea unei insecte este controlată prin două categorii de hormoni antagonişti : hormoni juvenili care menţin stadiul larvar, favorizînd diferenţierea structurilor larvare dar nu şi a celor imaginale şi *hormoni de năpîrlire (ecdizoni)* care declanşează năpîrlirile şi determină dezvoltarea structurilor insectei adulte. Hormonii juvenili sînt secretaţi de corpora allata. Aceşti hormoni au fost descoperiţi şi în plante, în mod cu totul întîmplător. Un biolog cehoslovac (Slama, 1966) care efectua cercetări asupra hemipterului *Pyrrhocoris apterus* (vaca domnului), invitat în Statele Unite să-şi continue experienţele şi-a transportat culturile în cutii Petri în care, sosit în Statele Unite, a înlocuit hîrtia europeană cu una americană. Spre surprinderea cercetătorilor larvele au încetat să se mai dezvolte, adulţii nu mai apăreau. Cauza a fost faptul că hîrtia americană era preparată din coniferul *Abies balsamea* şi conţinea hormonul juvenil care împiedica parcurgerea metamorfozei. Mai tîrziu asemenea hormoni au fost identificaţi la o serie de alte specii de plante. Aproximativ în aceeaşi perioadă au fost descoperiţi şi ecdizoni (hormoni de năpîrlire) în plante, mai ales în ferigi (*Polypodium vulgare*) şi gimnosperme (*Taxus baccata*). Remarcabil este că în plante concentraţia acestor substanţe cu activitate hormonală este mult mai mare decît la insecte. De pildă, iniţial pentru izolarea a 25 mg de α — ecdizon au fost necesare 500 kg de pupe ale fluturelui de mătase. Aceeaşi cantitate de hormon poate fi obţinută doar din 2—5 g de rizomi de *Polypodium vulgare*. Mai mult, au fost identificate şi alte substanţe cu activitate hormonală mult mai energică decît α şi β — ecdizoni. Fitoecdizoni produc la insecte grave anomalii în creştere şi dezvoltare, ducînd în final la sterilitate şi moarte prematură.

Se consideră că ambele categorii de hormoni (hormoni juvenili şi cei de năpîrlire) în anumite concentraţii realizate în plante, fie împiedică metamorfoza insectelor, fie o grăbesc — în ambele cazuri limitează numărul insectelor dăunătoare şi deci reprezintă nişte mijloace complexe şi eficiente de apărare chimică. Şi în acest caz, ca şi în acela al unei substanţe toxice (citat anterior) se constată o evoluţie corelată a mijloacelor de apărare a plantelor şi a atacanţilor.

Plantele, mai ales gimnospermele, au elaborat un mijloc eficace de apărare, ca răspuns la pericolul pe care-l reprezintă insectele. Probabil aceasta face ca gimnospermele să nu fie consumate de prea mulţi fitofagi. Dar unele insecte au reuşit să depăşească această barieră — fitohormonii consumaţi sînt detoxificaţi în corpul larvelor.

Numeroase specii de plante şi de animale emană substanţe repelente care, prin gustul sau mirosul lor neplăcut, avertizează eventualii consumatori, prevenind astfel atacul. În această categorie intră taninurile din ţe-

suturile multor plante lemnoase. *Solanum demissum* (fam. *Solanaceae*) produce un alcaloid — demissina — apropiat de solanină, dar care este un puternic repelent pentru gîndacul din Colorado (*Leptinotarsa decemlineata*), deci este rezistentă la acest periculos dăunător al solanaceelor. Acelaşi efect îl are un alt alcaloid — tomatina — produs de roşii. În multe cazuri uleiuri sau alte substanţe volatile (ex. uleiul de muştar) avertizează eventualii fitofagi de la distanţă asupra gustului neplăcut al unor crucifere.

Substanţe repelente prevenind de la distanţă duşmanul se cunosc şi la animale care, spre deosebire de plante, de obicei nu supravieţuiesc distrugerii unor părţi ale corpului. Acidul formic produs de furnici, cantaridina produsă de coleopterul *Lytta vesicatoria,* substanţe cu miros respingător emanate de numeroase alte insecte ca specii ale genurilor *Blaps, Brachinus* (Coleoptere), specii de *Pentatomidae* (ord. *Heteroptera*) etc. sau cele produse de dihor *(Mustela putorius)* sau de sconc *(Mephitis)* servesc acestui scop.

Înmulţire, creştere. Numeroşi metaboliţi eliminaţi în mediu au efecte complexe asupra înmulţirii, creşterii şi dezvoltării organismelor altor specii, îndeplinind astfel un rol important în reglarea structurii biocenozelor, precum şi a succesiunii în dinamica populaţiilor. Din această cauză ele au căpătat şi denumirea de substanţe *ectocrine* (prin contrast faţă de cele endocrine produse de glandele cu secreţie intensă şi avînd menirea de reglare şi coordonare a dezvoltării şi funcţionării unui organism).

În 1937 fiziologul german Molisch a introdus termenul de allelopatie pentru a desemna interacţiunile biochimice atît cele avantajoase cît şi cele dezavantajoase, între plante, inclusiv între plante şi microorganisme. Unii autori folosesc acest termen numai pentru interacţiunile biochimice dintre plantele superioare. Noi vom folosi termenul în sensul lui cel mai larg. În această categorie intră substanţele antibiotice.

În urma cercetărilor efectuate de Fleming în 1940 a fost izolat primul antibiotic — penicilina. Antibioticele sînt substanţe sintetizate de microorganisme şi care, în concentraţii mici, inhibă dezvoltarea altor specii de microorganisme. Natura chimică a antibioticelor este foarte variată (terpenică, amino-glicozidică etc.). Mecanismele de acţiune ale lor, în măsura în care sînt cunoscute, constau în inhibarea biosintezei proteinelor, în modificări ale permeabilităţii membranelor celulare sau în alte procese metabolice.

Printre producători de antibiotice se pot cita numeroase ciuperci inferioare, bacterii, actinomicete, alge.

Antibioticele eliminate de diferite ciuperci inhibă dezvoltarea unor bacterii dar, în acest fel devin (indirect) favorabile altor organisme care concurează cu bacteriile respective.

Diferite alge elimină în apă substanţe cu efecte antibiotice asupra altor alge sau a unor grupuri de animale. Aceste substanţe reprezintă un factor important în determinarea componenţei şi a succesiunii grupelor planctonice (Aubert, 1978 ; Fedorov, Kafar-Zade, 1978). Astfel s-a constatat că în lacul Mikolajki (din grupul lacurilor Mazuriene din nordul Poloniei) cantitatea maximă de bacterii se înregistrează între perioadele de „înflorire" a algelor, iar minimum este situat în timpul înfloririlor (Chrost, 1975).

Într-un eleşteu din S.U.A. s-a constatat că dezvoltarea diatomeelor este corelată invers cu aceea a cianoficeelor. Filtratele din culturile acestor alge inhibau dezvoltarea diatomeelor (Keating. 1978).

Metaboliţi produşi de numeroase cianoficee din genuri ca *Anabaena, Anacystis, Cylindrospermum, Lyngbia, Microcystis, Nostoc, Plectonema* etc. s-au dovedit a fi toxici şi pentru unele plante de cultură (Andreiuk, Kopteva, Zanina, 1977).

Metaboliţii produşi de alge au efecte complexe şi asupra animalelor. Se ştie, de pildă, că multe animale planctonice evită aglomerările de alge cu care se hrănesc în mod obişnuit. Pe cale experimentală s-a stabilit de către Ryther (citat după Pérès şi Devèze, 1963) că în culturi de fitoplancton celulele senescente eliberează un produs care inhibă nutriţia şi provoacă chiar moartea cladocerului *Daphnia magna.* În timpul „înfloririi" algelor în diferite ape, metaboliţii lor toxici, acumulaţi în cantităţi mai mari, duc la pieirea multor animale. Recent s-a stabilit că mortalitatea păstrăvilor într-o păstrăvărie s-a datorat unor metaboliţi toxici acumulaţi în timpul înmulţirii în masă a algei *Dinobryon stipitatum* (ord. *Chrysomonadales*) (Klöss, 1978).

Aproape 20 specii de cianoficee se cunosc ca generatori de metaboliţi toxici pentru animale. S-a constatat că structura asociaţiei acestor alge influenţează producţia de toxine : celulele sănătoase de *Microcystis aeruginosa,* de pildă, produc toxinele în cantitate maximă în prezenţa speciei *Aphanizomenon flos-aquae* şi a speciilor din g. *Anabaena* (Kirpenko, Sirenko, Orlovski, 1977 ; Sharp, 1977 ; Arendarciuc, 1978).

Unele din aceste substanţe au efecte extrem de toxice asupra sistemului nervos al diferitelor animale ca moluşte, peşti şi chiar păsări acvatice, provocînd paralizii.

La unele moluşte comestibile ca *Spisula solidissima, Mya arenaria* şi *Mytilus edulis* s-a constatat acumularea (în manta, în branhii) a unei toxine cu efecte paralizante produse în cantitate însemnată în timpul „înfloririi" algei verzi *Gonyaulax tamarensis.* La *S. solidissima* concentrarea toxinei în organele menţionate ajunge la peste 1 600 micrograme la 100 g de ţesut (Blogoslawski, Stewart, 1978).

Efecte paralizante asupra unor peşti au metaboliţi produşi de dinoflagelatul *Gymnodinium veneficium,* iar cei produşi de *Anabaena flos-aquae* pot provoca moartea pescăruşilor şi a raţelor (Smith, 1974).

Influenţele allelopatice joacă un rol important în stabilirea relaţiilor dintre plantele superioare (Grümmer, 1957, 1961 ; Müller and Chou, 1972 ; Rice, 1974).

Un exemplu mai bine studiat îl reprezintă efectul allelopatic al juglonului — substanţă produsă de specii de nuc (*Juglans nigra* din America de Nord şi *J. regia* din Europa). Părţile verzi ale plantelor produc toxina (juglonul) sub formă legată — ca 4-glucozid al 1,4,5,-trihidroxinaftalenei care, spălat de pe frunze şi ramuri, ajunge în sol unde prin hidroliză şi oxidare eliberează juglonul, care din punct de vedere chimic este 5-hydroxinaphtochinonă. Este substanţa maronie care pătează mîinile celor ce umblă cu frunzele de nuc sau cu cojile nucilor verzi. Această substanţă, concentrîndu-se în sol inhibă germinarea semînţelor multor altor plante, creşterea lor sau chiar le omoară. Asemenea efecte au fost constatate asupra pinului, cartofilor, cerealelor, roşiilor, merilor, lucernei, diferiţilor arbuşti şi ierburi care nu pot creşte în apropierea arborilor de nuc. De subliniat că şi în acest caz apărarea contra concurenţilor nu are valoare absolută deoarece unele plante — genul *Rubus,* gramineul *Poa pratensis* — cresc bine în prezenţa acestei toxine.

Pirul *(Agropyrum repens)* elimină în mediu substanța toxică agropiren — care inhibă creșterea multor plante — inclusiv a unor cereale ca ovăzul și are acțiunea antibiotică asupra unor ciuperci și bacterii. Absintina produsă de pelin *(Artemisia absinthium)* are același efect asupra altor plante superioare. *Camelina alyssum,* care adesea invadează semănăturile de in, elimină în sol o substanță cu puternic efect inhibitor asupra inului, putînd duce la importante scăderi ale recoltelor.

În condiții semideșertice sau deșertice competiția pentru apă a plantelor devine acută. De aceea este firesc ca, în asemenea împrejurări, alelopatia să capete un rol important în determinarea structurii asociațiilor vegetale. Astfel, arbustul *Encelia farinosa (Compositae)* din zona deșertică din California Centrală produce în frunze o toxină 3-acetil-6-metoxibenzaldehida — care ajunge în sol odată cu frunzele căzute, prin descompunerea acestora se eliberează și inhibă creșterea plantelor anuale.

În unele cazuri efectul allelopatic al toxinelor este mai complex — avînd concomitent acțiune intra și inter-specifică. Este cazul speciei *Parthenium argentatum* — arbust *(Compositae),* producător de cauciuc și care din această cauză este și cultivat. S-a constatat că rădăcinile acestei plante elimină în sol un compus aromatic — acidul trans-cinamic, care inhibă creșterea altor plante dar și a plantelor din propria specie. Mai mult, pentru plantele din propria specie, compusul este toxic în concentrație de 0,0001%, în timp ce pentru alte plante (ex. roșii) pentru inhibare este nevoie de concentrații de 100 ori mai mari. Semnificația biologică a acestui efect pare a fi aceea că, în condițiile secetoase în care crește arbustul (sud-vestul Statelor Unite și Mexic) distanțarea plantelor este importantă pentru asigurarea surselor de apă.

În formațiunile vegetale arbustive de tip semiarid mediteranean substanțele cu efect allelopatic au rol important în structura și dinamica biocenozei. Asemenea formațiuni cu diferite structuri specifice în funcție de solul, relieful și clima locală, sînt larg răspîndite și cunoscute sub diferite denumiri ; în zona mediteraneană a Europei — *garrigue, maqui, matorral* (Franța), *phrygana* (Grecia), *cerrades, catinga* — în Brazilia ; *mallee* — în Australia.

În sudul Californiei această formațiune poartă numele de Chaparral. Două specii de arbuști au un rol deosebit în acest caz — labiatul *Salvia leucophylla* și compozeul *Artemisia californica.* S-a observat că, în jurul fiecărei tufe sau a unui grup de tufe, pe o rază de 1—2 m nu cresc alte plante. Dincolo de această zonă cresc, deși relativ slab, diferite ierburi dincolo de care se dezvoltă bine graminee ca *Avena, Bromus, Festuca.* Această zonare se datorează efectului toxinelor terpenice, volatile, produse de arbuști. Toxine se află atît în aer cît și în sol. Printre toxinele produse, efectul allelopatic major se atribuie compușilor : 1,8 cineol, camfor, α și β-pinen, camfen, artemisiacetonă etc. Important este și faptul că întreaga asociație structurată prin aceste interacțiuni are o dinamică ciclică, fiecare ciclu avînd o durată medie de circa 25 ani. Produșii toxici se acumulează în sol. Datorită condițiilor secetoase, cam o dată la 25 ani, se produc incendii naturale, determinate de fulgere. Focul distruge atît arbuștii (sursa toxinelor) cît și toxinele din sol. Ca urmare, după trecerea focului apar specii ierboase din semințele existente în sol. Dar, treptat, pe măsura refacerii formațiunilor arbustive, germinarea și creșterea plantelor ierboase sînt din nou inhibate, se reface zonarea inițială în jurul arbuștilor. Creșterea ierburilor va putea fi reluată după un nou incendiu.

Efecte allelopatice se cunosc și la plantele superioare acvatice și palustre. Gurevici (1977) a stabilit eliminarea în mediu a unor substanțe cu activitate fiziologică, nevolatile, la 50 de specii de plante de mlaștină și acvatice și fracții volatile cu efecte toxice la alte 36 specii. Autorul consideră că mediul chimic creat prin interacțiunea acestor substanțe determină, în mare măsură, structura și compoziția numerică a biocenozelor respective.

Unii autori consideră chiar că aceste substanțe produse de macrofitele acvatice pot împiedica înmulțirea în masă a algelor ca și „înflorirea" lor (Garștea, Cekoj, 1978).

Se pare că producția de substanțe allelopatice cu efecte toxice — substanțe cunoscute și sub denumirea de fitoncide — este un fenomen universal în lumea vegetală (Gurevici, 1978).

Nu putem încheia această analiză a mijloacelor de comunicație fără a prezenta unele cazuri în care sînt folosite mai multe căi de comunicație iar semnificația lor biologică apare deosebit de complexă și greu de descifrat. Este vorba de relații dintre unele specii de stafilinide (coleoptere) mirmecofile și furnicile respective. În cuiburile furnicilor au fost identificate peste 1 000 specii de artropode mirmecofile. Printre acestea sînt două genuri de stafilinide — *Lomechusa* și *Atemeles*.

Lomechusa trăiește în furnicarele genului *Formica*. Coleopterul secretă un lichid pe care-l consumă furnicile. La rîndul lor furnicile îl hrănesc prin regurgitarea hranei, în urma atingerii antenelor, ca și cum gîndacul a învățat limbajul tactil al furnicilor respective. Furnicile hrănesc și îngrijesc progenitura acestor coleoptere cu mai multă rîvnă decît propria lor progenitură, ba mai mult, îi oferă gîndacului, ca hrană, propriile lor ouă. Asemenea furnicare degenerează cu timpul.

Atemeles pubicollis — a învățat limbajul chimic și tactil a două specii de furnici : *Formica polyctena* (de pădure) și o specie de *Myrmica* din cîmp deschis. În cuiburile de *F. polyctena* larvele coleopterului produc o secreție care imită feromonul larvelor de furnici ce declanșează la adulți comportamentul de îngrijire. Mai mult, larva deprinde și limbajul tactil — atingînd cu piesele bucale pe acelea de furnică — provoacă regurgitarea hranei. Toamna, cînd F. polyctena încetează activitatea, coleopterele, încă imature sexual, migrează în cîmp deschis, spre cuiburile de Myrmica ce-și continuă activitatea. Le găsesc după miros. În cuibul noii gazde gîndacii obțin recunoașterea și admiterea, imitînd limbajul tactil și oferind furnicii secreția unor glande ce duce la inhibarea agresivității și apoi a altor glande — imitînd mirosul de *Myrmica,* ceea ce face ca gîndacii să fie duși în camera de îngrijire a progeniturii. Primăvara, gîndacii maturați sexual, migrează înapoi în pădure, în cuiburile de *Formica,* unde se reproduc (Nölldobler, 1971).

*
* *

În urma acestei sumare analize a mijloacelor de comunicații interspecifice se pot formula cîteva concluzii privind semnificația generală a fenomenelor examinate.

În oricare ecosistem, populațiile de plante și animale trăiesc într-un mediu plin de mesaje transmise pe diferite căi (fizice, chimice, biologice), la distanțe mai mari sau mai mici. Mesajele sînt codificate în mod specific

iar decodificarea și utilizarea lor de către alte specii (receptoare) reprezintă procedeul universal al adaptării reciproce a speciilor.

Comunicațiile interspecifice, ale căror mecanisme și semnificații abia începem să le înțelegem, reprezintă unul din principalii factori integratori ai ecosistemului, datorită evoluției corelate a speciilor componente : perfecționarea (ca diversificare, eficiență) mijloacelor de apărare a plantelor, de pildă, determină răspunsul fitofagilor — care își diversifică mijloacele de detoxificare, mijloacele de atac, ceea ce are drept efect o nouă reacție a plantelor și așa mai departe, fără sfîrșit — pe calea perfecționării corelate.

Rezultatul acestei permanente întreceri și perfecționări este supraviețuirea speciilor, deci realizarea în condiții cît mai apropiate de cele optime — a reproducerii, răspîndirii, apărării, nutriției. Acesta fiind rolul esențial al relațiilor interspecifice în viața și activitatea unei populații, îl vom adopta și drept criteriu în sistematizarea acestor relații.

Relații interspecifice stabilite pe criteriul rolului lor în viața populațiilor. Relații interspecifice legate de reproducere. Este vorba de faptul că reproducerea, la multe specii, este condiționată de prezența altor specii, nu ca sursă de hrană ci pentru alte aspecte legate nemijlocit de procesul reproducerii, cuibărit, depunerea pontelor, parcurgerea unor stadii de dezvoltare. De pildă, prezența arborilor cu scorburi necesare mai multor specii de păsări, prezența unor plante acvatice ca substrat pentru depunerea pontelor a numeroase nevertebrate și a mai multor specii de pești ; depunerea pontelor de către peștele *Rhodeus* în camera paleală a unor unionide ; necesitatea unei perioade de parazitare pe pești a larvelor de unionide (glochidii) pentru dezvoltarea ulterioară a moluștei ; necesitatea unor păsări (specii de cuc și alte specii) de a-și depune ouăle în cuiburile altor păsări ; necesitatea prezenței a numeroase specii de insecte indispensabile polenizării multor plante.

Corelînd aceste relații cu categoriile din clasificarea dată la începutul acestui capitol, constatăm că aici pot fi cuprinse diferite forme ale relațiilor bilaterale : competiția (pentru locuri de cuibărit, de depunere a pontelor etc.), mutualism (relațiile dintre insectele polenizatoare și plantele respective), parazitism (cuc).

Relații interspecifice legate de răspîndire. Răspîndirea multor specii de plante și animale este legată de existența și activitatea altor specii. În multe cazuri răspîndirea pare a fi o întîmplare — transportul unor semințe, părți de plante, ouăle diferitelor nevertebrate, ale peștilor sau chiar a unor mici animale — agățate de corpul păsărilor care le pot duce chiar la mari distanțe ; în multe alte cazuri aceste relații devin specializate — fructe și semințe cu structuri speciale care înlesnesc răspîndirea lor de către diferite animale : cîrlige care permit agățarea de blana animalelor ; formațiuni nutritive speciale ale unor semințe ca, de pildă, la *Viola, Chelidonium* căutate de unele furnici. Asemenea formațiuni se cunosc și la specii ale g. *Carex* (Handel, Steven, 1978). În general mirmecohoria (răspîndirea plantelor cu ajutorul furnicilor) are o largă răspîndire în regnul vegetal și consecințe evolutive complexe. În multe cazuri ouăle unor animale ca și semințele unor plante trec nevătămate

prin intestinul păsărilor — putînd fi răspîndite pe mari întinderi. De pildă, semințele de *Rumex acetosella* trec prin intestinul de cal, vacă, porc, fără a pierde toată puterea de germinare. Multe semințe de arbuști și plante ierboase trec nevătămate prin intestinul păsărilor sălbatice (Formozov, 1976). Ouă de rezistență ale unor crustacee ca *Phyllopoda, Copepoda, Cladocera*, trec nevătămate prin intestinul multor pești, păsări, mamifere. Experimental și în condiții naturale s-a constatat că efipiile (ouă de rezistență ale cladocerilor) de *Daphnia galeata, D. pulex, D. cucculata* — trec nevătămate prin intestinul unor pești (ex. *Lepomis gibbosus, Perca fluviatilis),* păsări (stîrci, rațe, pescăruși), mamifere (șobolani) (Mathias, 1957 ; Proctor, 1965 ; Mellors, 1975 ; Vilček, 1978).

Relațiile trofice și alte relații care derivă din acestea, reprezintă cea mai importantă legătură dintre speciile unei biocenoze. Diversitatea acestor relații este foarte mare — mergînd de la forme simple de comensalism, mutualism, pînă la predatorism și parazitism.

Cu toată diversitatea formelor, conținutul legăturilor trofice este același : fiecare specie reprezintă o verigă în transferul și transformarea substanțelor și a energiei în ecosistemul dat.

Relațiile trofice determină o anumită structură trofică a biocenozei (vezi pag. 154) și asupra căreia nu mai revenim. Relațiile trofice cu transfer de materie și energie se desfășoară între nivele trofice succesive, respectiv între verigile succesive ale lanțurilor trofice. În capit. privind succesiunea ecologică (vezi pag. 191) se arată implicațiile structurale, funcționale, comportamentale ale poziției unei populații în structura lanțurilor și a rețelelor trofice. Adaptări legate de reproducere, creștere, talie, longevitate, schimburi energetice — sînt în bună măsură legate de această poziție. Dar, din relațiile trofice derivă și alte forme de relații interspecifice. Între speciile aceluiași nivel trofic, deci fără schimb de substanță și energie, are loc competiția pentru sursele de hrană, de nutrienți, de lumină, de spațiu etc., în general pentru surse de trai asemănătoare.

Rezultatul competiției este elaborarea prin acțiunea selecției, a diferitelor adaptări ale populațiilor, ca separări parțiale sau totale ale nișelor ecologice prin specializări nutritive, comportamente, succesiuni la locul de hrană, separare spațială, inhibarea (pe căi chimice) dezvoltării concurenților. Bineînțeles, aceste adaptări din cadrul unui nivel trofic se reflectă și asupra relațiilor dintre speciile făcînd parte din nivele trofice diferite, deci afectează structura și funcționarea lanțurilor trofice. În felul acesta, adaptările reciproce ale speciilor din același nivel și din nivele trofice diferite, afectînd cele mai diferite aspecte ale structurii și funcționării populațiilor, cimentează legăturile dintre ele, duc la o tot mai strînsă interdependență a lor și devin unul din cei mai importanți factori ai integralității biocenozei.

Din relațiile trofice cu transfer de substanță și energie, (deci între nivele trofice diferite) derivă și o altă formă importantă de relații — anume relațiile legate de apărare.

Ținînd seama de componentele esențiale ale sistemului victimă dușman și de modul lor de funcționare, putem face următoarea prezentare schematică a mijloacelor de apărare.

Mijloace de apărare

Mijloace de apărare, ca rezultat al relaţiilor bilaterale	Apărare individuală	— pasivă :	carapace, cochilii, rularea corpului, ţepi ; mijloace chimice : toxicitate, repelenţi, substanţe urticante, alţi metaboliţi ; comportamente simulînd moartea
		— activă :	autotomia, fuga, îngroparea, apărarea prin dinţi, gheare
	Apărare colectivă	— agregări de apărare — ecloziune concentrată — indivizi „specializaţi în apărarea colectivităţii“	
Mijloace de apărare, ca rezultat al relaţiilor multilaterale	— Mimetism — Homocromie — Imitaţie		

Vom examina, pe rînd, aceste mijloace de apărare.

Mijloace de apărare ca rezultat al relaţiilor bilaterale. *Apărarea individuală.* În această categorie se încadrează variate adaptări, unele dintre ele reprezentînd apărarea pasivă, altele — apărarea activă.

Printre mijloacele de apărare pasivă putem cita carapacea broaştelor ţestoase, cochiliile melcilor şi ale moluştelor bivalve. Ca orice adaptare, şi acestea sînt relative : unele hirudinee omoară melcii chiar retraşi în cochilie ; păsările de apă (stîrcii) sparg scoicile bivalvelor şi le consumă carnea. Unele animale cu învelişuri tari, protectoare, se pot rula în caz de pericol, astfel încît toate părţile vulnerabile devin inaccesibile : unele diplopode *(Glomeris),* unele izopode *(Armadillidium, Spkaeromia),* unele mamifere ca tatú, pangolinul etc.

Un mijloc frecvent de apărare pasivă atît la plante cît şi la animale îl reprezintă ţepii, spinii, perii care acoperă corpul. Printre plante, numeroase *Euphorbiacee, Cactaceae,* multe *Compositae* (speciile genurilor *Carduus, Cirsium, Xanthium*), unele *Leguminosae* (specii ale genurilor *Acacia, Robinia, Gleditschia*) ; numeroşi arbuşti din zonele deşertice sau semideşertice au o puternică armătură de spini, ţepii reprezentînd un important mijloc de apărare, mai ales împotriva mamiferelor ierbivore. Eficienţa acestor mijloace se vede din faptul că, fiind ferite, aceste plante se extind formînd adesea desişuri de nepătruns pe suprafeţe întinse, modificînd peisajul şi structura biocenozelor, ca în zona Sahel. Acest exemplu arată totodată modul în care apărarea individuală se transformă treptat în apărare colectivă de grup. Se înţelege că mijloacele de apărare ale acestor plante nu sînt eficiente contra tuturor duşmanilor : cămilele, chiar girafele, pot consuma arbuşti ţepoşi, fără să mai vorbim de insecte sau alte nevertebrate fitofage care le pot ataca.

Spinii, perii, țepii reprezintă un bun mijloc de apărare și la o serie de animale : aricii de mare, multe omizi păroase sînt ocolite de păsări, spinii și țepii aricilor, ai porcului spinos, ai echidnei, ai unor pești ca *Gasterosteus, Diodon* etc.

Tot în categoria mijloacelor de apărare pasivă poate fi cuprinsă apărarea prin substanțe chimice fie toxice, fie cu gust sau miros respingător. Multe plante produc asemenea substanțe : latexul amar și adesea toxic al euforbiaceelor face ca speciile ierboase ale acestui grup din ținuturile noastre să fie evitate de majoritatea fitofagilor. Totuși, există omizi (de exemplu, sfingidul *Celerio euphorbiae*) care se hrănesc numai cu frunze de *Euphorbia.*

Pelinul și frunzele de nuc posedă asemenea mijloace de apărare. Speciile de urzică au peri urticanți care le apără de multe animale. Dar și în acest caz unele omizi, ca de pildă *Aglais urticae,* se hrănesc cu frunze de urzică.

Speciile de *Veratrum, Verbascum,* unele specii ale genurilor *Ranunculus, Aconitum, Colchicum, Rus* etc. sînt toxice sau amare la gust și, în consecință, nu sînt păscute de mamifere.

Recent s-a elucidat un fapt deosebit de semnificativ în privința caracterului relativ al adaptărilor, ca și a evoluției corelate a victimei și a prădătorului arătînd totodată cît de subtile pot fi aceste adaptări. În America Centrală au fost studiate 6 specii de fasole din genul *Mucuna* și s-a constatat că semințele lor (nu și coaja semințelor) conțin în concentrație de 6—9% din greutatea uscată substanța 1—3,4-dihidroxifenilalanina ; substanța, în cantitate mai mare, este toxică și letală pentru insecte și mamifere. Totuși, unele coleoptere din grupul bruchidelor (g. *Caryedes*), ca și unele mamifere, pot consuma aceste semințe (G. C. Evans, 1976).

Se cunosc și destule specii de animale care se apără datorită unor substanțe toxice cu gust sau miros respingător. Numeroase specii de fluturi (din familii ca *Danaidea, Heliconidae* și altele) sînt evitate de dușmani (mai ales de păsări), fiind toxice. Pasărea deprinde reflexul de evitare după ce află gustul neplăcut, consumînd unul sau mai mulți fluturi. Apare evident că în acest caz populația este apărată prin sacrificarea unor indivizi izolați. Mijloacele chimice de apărare au fost analizate în paragraful precedent.

La o serie de coleoptere și alte insecte, ca și la unele gasteropode terestre și chiar la unele acvatice, apare un interesant comportament de apărare : la cea mai mică iritare animalul se imobilizează perfect, simulînd moartea și de cele mai multe ori imobilitatea este însoțită de desprinderea de substrat și rostogolirea de pe el. Astfel animalul scapă de urmăritor.

Mijloace de apărare individuală activă sînt și ele extrem de variate. Fără a putea intra în analiza amănunțită a lor vom aminti unele mai răspîndite. Fuga, viteza de zbor. de înot, reprezintă unul din mijloacele cele mai sigure și mai răspîndite. Eficiența acestui mijloc este adesea sporită prin alternarea unei deplasări rapide cu imobilitate perfectă. În aceste cazuri, de cele mai multe ori animalele sînt și homocrome (numeroase ortoptere, multe șopîrle etc.). Autotomia (la șopîrle — urmarea unor structuri anatomice specializate care permit părăsirea cozii în urma unei puternice contracții musculare), îngroparea rapidă în nisip (larve ale leului furnicilor, unele șopîrle, unii șerpi, unele coleoptere deșertice etc.) reprezintă, de asemenea, mijloace răspîndite de apărare. Trebuie, de ase-

menea, menționate mijloacele active și atît de răspîndite de apărare ca mandibulele, dinții, coarnele, copitele, ghearele etc.

Apărarea colectivă. Aici în primul rînd trebuie amintit fenomenul așa-numit al agregării, al formării unor aglomerări locale de indivizi, permanente sau temporare, avînd rol important atît în nutriție cît și în apărare.

Aglomerările de alge, determinînd o anumită concentrare a unor substanțe eliminate în mediu (vezi pag. 142) fac să fie evitate de unii consumatori ai lor. Cladocerii adesea formează grupări foarte dense care plutesc ca „norișori" și care sînt evitate de puietul de pește. Migrațiile verticale ale multor specii din zooplancton au și rol de apărare, menținîndu-se la adîncime, în zone mai întunecoase, în timpul zilei. Cîrdurile de pești, stolurile de păsări se feresc mai bine de atacul dușmanilor decît indivizii singuratici ; mamiferele ierbivore se apără mai eficace de atacul carnivorelor mari, dacă sînt în grupuri etc. Coloniile de păsări — pescăruși, stîrci, cormorani — sînt foarte bine apărate împotriva majorității răpitoarelor, care nu îndrăznesc să se apropie de ele.

În general, densități mari realizate într-un timp cît mai scurt apar avantajoase în apărarea colectivă, deoarece ele reduc la minimum momentele cel mai riscante pentru populație și determină o anumită saturare a răpitorului, reducînd astfel distrugerile. Ecloziunea în masă a puietului de pești într-o perioadă scurtă de timp pentru fiecare specie, ecloziunea extrem de concentrată a unor specii de efemere (*Palingenia, Polymitarcis*) reprezintă și mijloace eficace de apărare. La unele specii de *Chironomidae,* mai ales la cele cu talia mare (specii de *Chironomus*), ecloziunea și roirea se produc în masă, în special noaptea cînd numărul dușmanilor (mai ales păsările) este mai redus. În această perioadă sînt consumate mai ales de lilieci.

Trebuie să amintim aici și apărarea colectivă a coloniilor la numeroase specii de insecte cu viață de grup. În aceste cazuri pot apărea categorii de indivizi „specializați" pentru apărare, așa-numiți „soldați" de la diferite specii de termite, de furnici. Acești indivizi sînt adesea incapabili de a se hrăni singuri, sînt alimentați de alte categorii de indivizi din colonie. Ei devin un fel de organe — instrumente de apărare a coloniei în care sînt integrați indisolubili. La albine această apărare, asigurată de albinele lucrătoare înzestrate cu ac cu venin, se face cu prețul vieții indivizilor care folosesc acul. Deși este o formă foarte evoluată și perfecționată a apărării colective, nici ea nu este perfectă deoarece există răpitori „specializați" (prigoriile, furnicarul etc.) care se hrănesc cu insecte coloniale.

La multe specii de himenoptere sau de alte insecte care prezintă mijloace eficace de apărare (acul cu venin, substanțe toxice) se dezvoltă și colorația de avertizare, care ușurează elaborarea reflexului de recunoaștere de la distanță de către răpitori și evitarea unei asemenea prăzi neplăcute sau periculoase.

Mijloace de apărare, ca rezultat al relațiilor multilaterale. În această categorie se pot încadra cazurile care implică coexistența prăzii cu alte specii fără de care apărarea devine ineficientă.

Desișurile plantelor — ierboase, ale arbuștilor, arborilor — oferă excelente ascunzișuri pentru tot felul de animale. Adesea relațiile animal-plantă, cu rol de apărare al animalului, devin „specializate" datorită fenomenelor de homocromie, coloritului de dezagregare sau imitației.

Adesea plante comestibile, care în mod obişnuit sînt distruse prin păşunatul intensiv şi sistematic, reuşesc să supravieţuiască doar în asociaţie cu plante ţepoase, bine apărate. Aşa se întîmplă de pildă cu *Launaea resedaefolia* (compozită) şi cu *Pistacia atlantica* (anacardiacee), ambele trăind în zone semideşertice ale Africii, sub protecţia desişurilor de plante ţepoase.

Numeroase animale lipsite de mijloace eficace de apărare îşi găsesc adăpost sigur în locuinţele altor animale sau chiar în interiorul corpului acestora din urmă. Se cunosc peste 1 000 specii de animale mirmecofile care trăiesc în furnicare, unde găsesc hrana şi sînt bine apărate. Acest mod de viaţă face să apară tendinţa de prădătorism sau parazitism. În interiorul spongierilor, în camera branhială a racilor, în interiorul unor colonii de briozoare, se adăpostesc numeroase animale (viermi, larve de insecte, crustacei din plancton etc.). Se ştie că peştele *Fierasfer* se adăposteşte, în caz de pericol, în interiorul unor holoturii. În vizuinile multor rozătoare se adăpostesc sute de specii de diferite artropode. Adesea, în cuiburile mari ale unor păsări răpitoare, printre ramurile îngrămădite în această construcţie, cuibăresc unele specii de păsări mici, găsind aici un adăpost sigur. La fel unele păsărele îşi construiesc cuiburile în apropierea unor colonii de viespi, ferite de duşmani.

Unele animale, în mod activ folosesc alte animale pentru a se apăra. Astfel unii paguri (decapode) fixează pe cochilia în care se adăpostesc (şi acestea aparţinînd unui gasteropod) actinii, briozoare, spongieri care, nefiind comestibili, sînt feriţi de duşmani. Unii crabi îşi acoperă corpul cu spongieri pe care-i fixează de ţepii de pe corp sau alteori prind actinii în cleşti şi merg purtîndu-le în faţă. Unii peşti *(Pomacentridae)* se adăpostesc printre tentaculele unor actinii care posedă celule urticante. Toate aceste fenomene sînt încadrate — artificial — în aşa-numita coloraţie alosematică.

Mimetismul — constînd în imitarea unor animale înzestrate cu mijloace eficiente de apărare de către altele care nu posedă asemenea mijloace — este răspîndit mai ales în lumea insectelor şi reprezintă o adaptare eficientă în apărarea contra unor răpitori. Numeroase diptere, mai ales din familia *Syrphidae,* imită diferite himenoptere veninoase, unii fluturi din familia *Aegeriidae* imită viespi şi albine, fluturi comestibili dintre *Papilionidae* imită pe cei necomestibili din familia *Danaidae* etc.

În încheiere, la această sumară trecere în revistă a mijloacelor de apărare, trebuie subliniate unele trăsături esenţiale ale acestor relaţii : nici un mijloc de apărare, oricît de perfecţionat ar fi el, nu este perfect, nu are valoare absolută. Cu alte cuvinte, niciodată prada nu devine invulnerabilă faţă de duşmani. Acest lucru nici nu ar fi posibil, deoarece ar însemna izolarea de mediul său de viaţă. Sistemul răpitor — pradă evoluează ca un tot : pe măsura perfecţionării mijloacelor de apărare a prăzii se perfecţionează şi cele de atac ale răpitorului. Esenţial este ca să supravieţuiască nu toţi indivizii din populaţia pradă, ci un număr suficient pentru a asigura menţinerea populaţiei şi, deci, a speciei date.

Un alt aspect important constă în aceea că orice specie are nu unul ci mai mulţi duşmani. Dintre aceştia, unul sau o categorie de răpitori sînt mai importanţi, mai periculoşi. Mijloacele de apărare care se „elaborează" prin selecţie sînt menite să apere prada tocmai contra acestor duşmani care pun în primejdie viaţa populaţiei şi într-o măsură mai mică contra altora mai puţin periculoşi.

Acest capitol, privitor la relaţiile interspecifice are drept scop să arate că punctul de vedere populaţional în abordarea acestor relaţii, reflectă mai profund conţinutul lor biologic, rolul lor în viaţa populaţiilor, decît punctul de vedere individualist, care reprezintă de fapt o poziţie reducţionistă, deoarece tinde într-o măsură mai mare sau mai mică, să echivaleze trăsăturile individuale cu cele ale populaţiilor.

Punctul de vedere populaţional este mai corect în examinarea relaţiilor interspecifice din mai multe motive : — relaţiile între specii se desfăşoară de fapt ca relaţii dintre populaţiile ce reprezintă speciile respective într-un ecosistem concret ; populaţia este veriga esenţială în transferul materiei, energiei şi informaţiei în cadrul ecosistemului ; populaţia este obiectul evoluţiei, al selecţiei, iar această evoluţie se desfăşoară corelat cu a altor populaţii (coevoluţia).

RELAŢII COMPLEXE

Din examenul făcut al relaţiilor interspecifice se poate lesne constata că, practic, totdeauna o populaţie se află în relaţii nu cu o singură altă populaţie, ci este, într-un fel sau altul corelată (legată) cu numeroase alte populaţii din acelaşi nivel trofic şi din nivele trofice diferite, precum şi cu factorii abiotici.

Această constatare ne arată că semnificaţia deplină a relaţiilor interspecifice o putem înţelege doar examinîndu-le în cadrul ecosistemului ca întreg, deci în cadrul ansamblului conexiunilor. În adevăr, după cum s-a arătat în capitolul privind bazele teoretice ale ecologiei, semnificaţia unui sistem nu poate fi explicată numai în termenii nivelului din care face parte ci a nivelului superior în care este integrat.

Din această cauză, de pildă, modelul Lotka (1925) şi Volterra (1926) bazat pe experienţe de laborator privind relaţiile răpitor-pradă (victimă) de cele mai multe ori nu reflectă situaţiile reale din natură. „Oamenii de ştiinţă îşi dau seama astăzi că dinamica populaţiilor de animale nu poate fi despărţită de cea a populaţiilor asociate sau de mediu ca întreg“ (Smuts, 1978).

Dar, un asemenea examen al relaţiilor interspecifice în cadrul ansamblului conexiunilor ce leagă fiecare populaţie cu mediul său biologic şi abiotic este dificil pentru că, în fapt, niciodată nu cunoaştem complet aceste conexiuni. Însă, chiar atunci cînd cunoaştem doar o parte dintre ele, apare evident cît de importantă este cercetarea lor atentă, atît pentru cunoaşterea organizării şi legilor dinamicii ecologice, cît şi pentru prognoza soluţiilor economice, de amenajare şi protecţie a ecosistemelor.

Prin cîteva exemple vom ilustra cele spuse mai sus.

Primul exemplu se referă la relaţia rîs-iepure, prezentat în numeroase manuale ca exemplu clasic al oscilaţiei sistemului răpitor-pradă. Pe baza statisticilor de capturare a animalelor cu blană, începute în Canada din 1751, s-a constatat existenţa unor oscilaţii cu o perioadă medie de 9,63 ani a numărului rîşilor. Maximele acestui număr sînt precedate de maximele numărului iepurelui polar. După realizarea maximului, numărul rîşilor scade repede, timp în care se reface populaţia iepurilor ceea ce duce la o nouă creştere a numărului răpitorului. Dar, cercetări mai recente (Bulmer, 1974) care au prelungit statisticile pînă în 1969 şi le-au extins şi la alte specii, au arătat că problema este mai complexă : ciclul

de zece ani se constată nu numai la cele două specii menționate ci cuprinde, în plus, următoarele specii : *Canis latrans, C. lupus, Martes pennanti, M. americana, Vulpes fulva, Mustela vison, Ondatra zibethica, Mephitis mephitis, Gulo luscus,* precum și unele păsări (*Bonasa umbellus*) și chiar unii pești, ca — somonul atlantic (*Salmo salar*). Ciclul este mai evident în vestul mijlociu al Canadei și nu pe tot arealul speciilor. Ciclu similar a fost semnalat și în taiga. Explicația acestui ciclu care afectează un număr atît de mare de specii pare să constea tocmai în conexiunile (în primul rînd trofice) care leagă speciile cu populațiile de iepuri, deși nu toate legăturile sînt suficient de bine cunoscute. Deci, o rețea întreagă de combinații intră în oscilație întreținută, proces al cărui mecanism concret încă nu-l înțelegem.

Al doilea exemplu se referă la relații prădător-pradă din Parcul Național Kruger din Africa de Sud. Aici, pe o suprafață de circa 20 000 km^2 trăiesc numeroase ierbivore mari (bivoli, girafe, zebre, antilope etc.), ca și marile carnivore africane (leul, leopardul, ghepardul, cîini sălbatici, hiene).

Deoarece leul este prădătorul cel mai important, timp de mai mulți ani au fost cercetate relațiile lui cu zebra *(Equus burcheli)* și cu marea antilopă gnu *(Conochaetes taurinus)* (Smuts, 1978). S-a constatat că ambele ierbivore prosperă cel mai bine în anii mai secetoși, cu precipitații sub media multianuală, cînd vaste terenuri sînt acoperite cu ierburi scunde. În aceste condiții, atît zebrele cît și antilopa gnu trăiesc în turme mari (o mai bună apărare), se hrănesc bine și realizează valori maxime ale ratei de creștere. Din contra, în perioada care a început de prin 1971, precipitațiile s-au situat peste media multianuală, ceea ce a permis dezvoltarea masivă a ierburilor înalte. În aceste condiții cele două specii pradă nu se mai hrănesc bine, crește intensitatea și extinderea parazitozelor și, în consecință, mai multe animale sînt slăbite și cad lesne pradă carnivorelor. Mai mult, în asemenea condiții, turmele mari se dezagregă în mici agregări ceea ce sporește considerabil probabilitatea contactului cu răpitori, slăbește capacitatea de apărare. În adevăr, în perioada menționată se constată un important declin atît al antilopei gnu, cît și al zebrei.

Acest exemplu arată în mod convingător că putem explica și chiar prevedea desfășurarea relațiilor dintre prădător (prădători) și pradă, nu prin cercetarea doar a relațiilor bilaterale între populațiile respective, ci prin prisma poziției populațiilor date în conexiunile biocenozei și ale biotopului : schimbarea unor condiții climaterice (precipitațiile) determină schimbarea învelișului vegetal care duce, la rîndul său, la schimbarea nutriției, a stării fiziologice a ierbivorelor, se schimbă relațiile cu paraziții, se modifică structura spațială a populațiilor, ceea ce duce în final la intensificarea presiunii prădătorilor și la declinul speciilor — pradă.

Un alt exemplu se referă la relațiile complexe dintre componentele esențiale ale biocenozei și factorii abiotici dintr-un vast ecosistem oceanic. Este vorba de zona upwelling-ului din Oceanul Pacific, din zona de coastă chiliană și peruană.

În lungul acestei zone apele de suprafață ale Oceanului Pacific sînt antrenate de la Sud spre Nord de curentul Humboldt (descris de naturalistul A. von Humboldt în 1803). În realitate există doi curenți : un curent de coastă (Curentul Perului) foarte îngust (lărgime variabilă de mile sau zeci de mile) din imediata apropiere a continentului și un al doilea curent — din largul oceanului — Curentul Oceanic. Primul dintre acești curenți scaldă coasta pe o lungime de circa 2 000 mile ajungînd în nord, pînă la

3 grade latitudine sudică. Acest curent, ca dealtfel şi cel oceanic, se datoresc vînturilor alizee din emisfera australă, care suflă din direcţia sud, sud-est şi împing spre nord apele oceanice din lungul coastei sud-americane. Acest vînt, lovindu-se de bariera lanţului muntos al Anzilor, îşi lasă cea mai mare parte din precipitaţii pe versanţii estici ai munţilor, astfel încît fîşia îngustă a cîmpiei dintre Anzi şi coasta Pacifică — este aridă, deşertică. Curentul Perului este rece (în partea sudică are circa 10 °C şi ajunge în nord la circa 22 °C). Cauza temperaturii scăzute a acestui curent stă în faptul că el antrenează parte din apele subantarctice dar mai ales în faptul că mare parte a apelor lui provin din curenţi de convecţie (Upwelling) care aduc spre suprafaţă apele de adîncime ce vin să compenseze apele superficiale împinse spre nord prin forţa vîntului (viteza curentului ascendent ajunge la circa 100 m/lună). Apa de profunzime aduce cu sine o mare cantitate de nutrienţi (mai ales N şi P) proveniţi din mineralizarea cadavrelor. Aceasta face posibilă dezvoltarea unor imense cantităţi de fitoplancton şi deci a unei considerabile producţii primare. Cantitatea de C fixat pe zi, prin fotosinteză, se ridică în cuprinsul acestui curent la 45—200 mg/m^3 apă/zi, faţă de circa 15 mg — în apa oceanică adiacentă.

Ca să ne facem o idee despre cantitatea de hrană produsă, este destul să menţionăm că două specii — *Gymnodinium splendens* şi infuzorul simbiont *Mesodinium rumbrum* (care provoacă fenomenul denumit maree roşie) realizează aici o biomasă de 15—20 g/m^3 (Sorokin, 1979).

Pe seama fitoplanctonului se dezvoltă un bogat zooplancton cu care se hrănesc numeroşi peşti iar dintre aceştia primul loc îl ocupă hamsia *(Engraulis ringens)*. Dată fiind cantitatea de hamsii ce se dezvoltă în această fîşie îngustă de apă nu este surprinzător faptul că pescuitul acestei specii reprezintă circa 22% din pescuitul mondial al tuturor speciilor de peşti. În 1970 aici s-au pescuit peste 12,5 milioane tone hamsii. Pe seama hamsiilor trăiesc numeroşi răpitori acvatici şi uriaşe colonii de păsări ihtiofage (pelicani, cormorani) de pe insulele din lungul coastei. Excrementele acestor păsări formează mari zăcăminte de guano, exploatate ca îngrăşăminte agricole.

Odată la cîţiva ani (în medie cam la 7 ani) se produc schimbări în direcţia şi intensitatea vîntului. Aceste perturbări se produc în anii deosebit de călduroşi, cînd temperatura apelor de suprafaţă se ridică, ceea ce la rîndul său determină schimbarea sistemului vînturilor dominante (Ebert, 1978).

Alizeele îşi pierd forţa, în schimb devine mai puternic şi dominant vîntul din vest, dinspre ocean, ceea ce duce la dispariţia curenţilor ascendenţi. Consecinţele sînt profunde şi complexe. Curentul de coastă scade mult, încetarea curentului ascendent duce la scăderea cantităţii de nutrienţi — cu efecte dezastruoase asupra productivităţii biologice. În aceste condiţii, dinspre nord se prelungeşte spre sud un curent de apă caldă, ecuatorială, numit El Niño, care înaintînd spre sud, în lungul coastei înlocuieşte curentul de coastă (rece) şi ridică temperatura apei cu circa 7 °C, producînd o mortalitate în masă a fitoplanctonului şi a celorlalţi componenţi ai reţelei trofice, inclusiv a hamsiei. Pescuitul scade catastrofal. Păsările ihtiofage sînt silite să-şi părăsească coloniile, puii mor în masă. Astfel, în anul 1957 cu El Niño, numărul păsărilor ihtiofage, generatoare de guano, a scăzut de la 27 milioane la 5,5 milioane. Pînă în 1965 acest număr a crescut la 17 milioane, dar acel an a fost iarăşi un an El Niño, şi a dus la scăderea păsărilor la 4,3 milioane (Idyll, 1973). Vînturile din vest aduc pe fîşia de

uscat deşertică din lungul coastei ploi torenţiale, care provoacă inundaţii şi mari pagube economiei şi naturii. La aceasta se adaugă supraexploatarea hamsiei : în 1977 s-au pescuit doar 2,5 milioane tone (vezi capit. Deteriorarea prin supraexploatare).

Un ultim exemplu se referă la unele aspecte şi mai generale ale evoluţiei corelate a plantelor şi animalelor. Într-o biocenoză apare competiţia pentru polenizatori între plantele entomofile şi, în general, zoofile. Înflorirea succesivă a diferitelor grupe de plante simpatrice apare ca un important mijloc de slăbire a concurenţii şi, în acelaşi timp, de asigurare a unui număr suficient de polenizatori pe o perioadă mai îndelungată. Acest proces este favorabil şi polenizatorilor, asigurîndu-le hrana în timp. El duce la interdependenţa unor specii în aparenţă nelegate între ele. De pildă, două plante din Colorado, *Delphinium nelsonii* şi *Ipomopsis aggregata,* sînt polenizate de colibri. Scăderea, din cauze climaterice, a numărului florilor de *D. nelsonii,* ducînd la declinul numeric al polenizatorilor, a determinat reducerea numărului de seminţe de *I. aggregata.* (Wasser, Real, 1979). Mai mult chiar, conexiunea poate merge mai departe — determinînd corelarea ciclurilor vitale ale speciilor interdependente prin necesităţile lor ecologice, proces care se reflectă în structura materialului genetic ducînd la dezvoltarea unor structuri determinate de interacţiunea speciilor (Nakayama Kane, 1979).

Dacă ţinem seama că desfăşurarea ciclurilor vitale şi a fenologiei, atît a plantelor cît şi a animalelor, depind şi de factorii abiotici, ne putem imagina complexitatea acestor interacţiuni care, în final, duc la sudarea ecosistemului într-un întreg şi la evoluţia corelată a componentelor lui.

STRUCTURA TROFICĂ

Structura trofică a unei biocenoze reprezintă rezultatul relaţiilor de nutriţie dintre speciile componente. Din punct de vedere al modului de hrănire, toate speciile unei biocenoze se împart în trei mari categorii funcţionale interdependente, în aşa fel încît nu pot exista de sine stătător vreme îndelungată.

Prima categorie o reprezintă *speciile producătoare de substanţă organică* sau, mai simplu, *producători primari.* Din această grupare funcţională fac parte în primul rînd toate plantele verzi care, cu ajutorul clorofilei, convertesc energia radiantă (solară) în energia legăturilor chimice ale substanţelor organice pe care le sintetizează din compuşi anorganici ai biotopului (H_2O, CO_2, compuşi cu azot, cu fosfor etc.). În al doilea rînd, din grupul producătorilor primari fac parte — bacteriile fotosintetizante şi în al treilea rînd, bacteriile chemosintetizante. Acestea din urmă utilizează energia chimică pentru sinteza substanţelor organice (vezi capit. Producţia primară).

A doua categorie sau grupare funcţională, o constituie *consumatorii,* reprezentaţi, prin toate animalele dintr-o biocenoză.

În funcţie de hrana consumată putem distinge consumatori primari sau consumatori de ordinul I, reprezentaţi prin animale fitofage, deci care se hrănesc direct cu producătorii primari ; consumatori secundari sau de ordinul II, reprezentaţi prin animale ce se hrănesc cu cele fitofage ; consumatori de ordinul III etc.

O poziţie aparte în categoria consumatorilor este ocupată de *detritofagi,* animale care se hrănesc cu detritus organic (fragmente de material

organic rezultat din fărîmițarea și descompunerea parțială a plantelor și animalelor moarte).

În această grupare ecologică intră numeroși reprezentanți din grupe sistematice foarte variate — viermi (oligochete acvatice, rîme), miriapode, crustacei (amfipode, izopode, decapode), moluște, acarieni, insecte.

Locul ocupat de detritofagi în structura categoriei consumatorilor este complex. Detritusul organic este alcătuit în cea mai mare parte din resturi vegetale care se descompun mai greu, conținînd compuși mai rezistenți (celuloza, lignina etc.). Acest fapt apropie poziția detritofagilor de cea a fitofagilor — consumatori primari. Împreună cu detritus este consumată o mare cantitate de bacterii și chiar de animale ca protozoare, nematode etc. Pe lîngă aceasta, cum vom vedea mai jos, detritofagii joacă un rol important și în cea de-a treia categorie, de specii descompunătoare.

O poziție apropiată de a detritofagilor din punctul de vedere al nutriției, fără a se confunda cu aceștia, o ocupă animalele care se hrănesc cu plante moarte (netransformate în detritus) ca, de pildă, termitele, multe coleoptere etc., ca și animalele necrofage — care se hrănesc cu cadavrele altor animale (larvele unor diptere, unele coleoptere, unii crustacei, unii pești, păsări, unii vulturi, pescărușii, hiene). Tot aici trebuie menționat grupul *saprofitelor* — plante ce se hrănesc cu resturi de plante (uneori și de animale) — din care fac parte, de pildă, ciupercile.

Toate aceste grupe, prin modul lor de hrănire, grăbesc fragmentarea și descompunerea materialului organic vegetal sau animal.

Descompunătorii sînt reprezentați mai ales prin bacterii și fungi care degradează substanțele organice provenite din cadavre, din excrete sau alte deșeuri. Procesele de descompunere sînt complexe, se produc de obicei în mai multe etape succesive, fiecare etapă determinată de anumite grupe de bacterii sau fungi și care, în final, duc la eliberarea elementelor minerale conținute în substanțele organice, făcînd posibilă reutilizarea acestor elemente de către plantele autotrofe. Acest proces poartă numele de *mineralizare*. Într-un fel, este reversul procesului de fotosinteză.

În procesul de descompunere, detritofagii au și ei un rol important prin faptul că mărunțesc detritusul în particule fine, care sînt amestecate cu sol, rămînînd nedigerate sau parțial digerate, și sînt eliminate împreună cu diferite substanțe organice dintre care unele biologic active (unele enzime). În acest fel este înlesnită activitatea bacteriilor și fungilor. Deci, detritofagii îndeplinesc, parțial și funcția de mineralizare.

Examinînd speciile prin prisma rolului lor trofic în biocenoză, constatăm că ele se pot grupa, în funcție de numărul de trepte care le separă de producătorii primari, sau poate mai corect, în raport cu funcția pe care o îndeplinesc. Astfel, toți fitofagii — indiferent din ce grup fac parte, reprezintă o grupare trofică legată direct de plante. Asemenea grupări de specii, despărțite de producătorii primari prin același număr de trepte și îndeplinind aceeași funcție trofică, poartă numele de *nivel trofic*.

Plantele verzi, deci producătorii primari, reprezintă primul nivel trofic. Consumatorii primari (animale fitofage) ca și detritofagii (cu rezervele menționate mai înainte) reprezintă al doilea nivel trofic, consumatorii secundari (de ordinul II) — al treilea nivel trofic etc.

Important de reținut este faptul că nivelele trofice nu reprezintă o clasificare a speciilor ci a funcțiilor trofice ale acestora. În adevăr, multe specii prin regimul lor de hrană fac parte din mai multe nivele trofice, sînt deci polifuncționale, ceea ce evident îngreunează localizarea lor tro-

fică în unul sau altul din nivele. De pildă, plantele carnivore (*Drosera, Utricularia, Aldrovanda* etc.) produc fotosinteza (producători primari) dar consumă şi animale dintre care unele sînt şi carnivore. Deci, aceste plante fac parte şi din nivelul trofic al consumatorilor secundari sau chiar terţiari. Crapul este un zoofag, hrănindu-se cu larve de insecte, oligochete, moluşte şi chiar peşti. Dintre aceste animale unele sînt la rîndul lor carnivore (ex. larvele genului *Procladius* din diptere — chironomide). În acelaşi timp crapul consumă şi hrană vegetală (rizomi de *Potamogeton,* seminţe etc.).

În asemenea cazuri, în funcţie de ponderea diferitelor componente ale hranei (în biomasă), specia trebuie încadrată în mai multe nivele trofice, în proporţii corespunzătoare biomasei (energiei) consumate din fiecare nivel.

Examinînd structura nivelelor trofice, din punct de vedere al numărului organismelor, al biomasei lor sau a altor însuşiri, putem constata existenţa unor legităţi specifice unor categorii de biocenoze. Astfel, în biocenozele acvatice în care producătorii primari sînt algele planctonice, acest nivel trofic, al producătorilor, este reprezentat prin organismele cele mai numeroase, cele mai mici, cu longevitatea cea mai mică şi cu cel mai intens ritm de reproducere.

Pe măsură ce ne ridicăm la celelalte nivele trofice numărul organismelor scade, talia de obicei creşte ca şi longevitatea, iar ritmul de reproducere scade. Aceste raporturi numerice pot fi reprezentate grafic sub forma unei piramide — aşa-numita piramida numerelor sau piramida eltoniană (după numele ecologului Ch. Elton care a introdus acest sistem de reprezentare — 1927) (fig. 39).

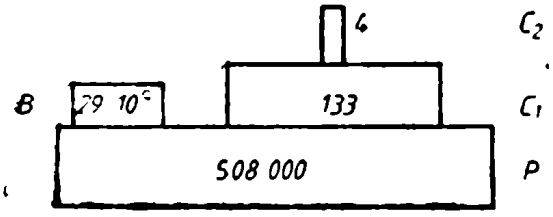
În ecosistemele terestre ca şi în cele acvatice cu adîncime mică a apei, în care producţia primară este asigurată de macrofite (submerse sau plutitoare) raporturile numerice între nivelul producătorilor primari şi cel al fitofagilor se inversează : fitofagii pot fi mai numeroşi decît plantele pe care le consumă. De pildă, într-o pădure, numărul arborilor este mult mai mic decît al fitofagilor. Pe un mesteacăn de vîrstă mijlocie avînd circa 20 000 frunze, au fost numărate 680 000 insecte iar pe un stejar mare, acest număr se poate ridica la 1 milion (Dubinin, 1973).

Din această cauză drept criteriu în alcătuirea piramidelor trofice se ia şi biomasa, alcătuindu-se piramida biomaselor.

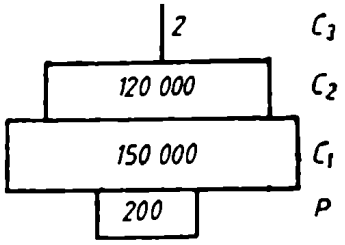
În ecosistemele terestre sau în cele acvatice cu macrofite ca producători primari principali apare evident că biomasa producătorilor primari este cea mai mare şi scade treptat către vîrful piramidei.

În lacuri, oceane, unde algele reprezintă baza piramidei, se constată că biomasa fitoplanctonului este mai mică decît biomasa tuturor consumatorilor. Această situaţie, în aparenţă paradoxală, este rezultatul faptului că fitoplanctonul se reproduce (deci îşi reînnoieşte biomasa) mult mai repede decît consumatorii lui (zooplancton, peşti). Viteza mai mare a reînnoirii biomasei (turnover), măsurată prin valoarea raportului $\frac{\text{producţia brută}}{\text{biomasă}} = \frac{P}{B}$, permite realizarea unei mai mari productivităţi (cantitatea de substanţă organică produsă în unitate de timp) care face posibilă susţinerea unui număr de consumatori ce depăşesc prin biomasa lor, pe cea a producătorilor.

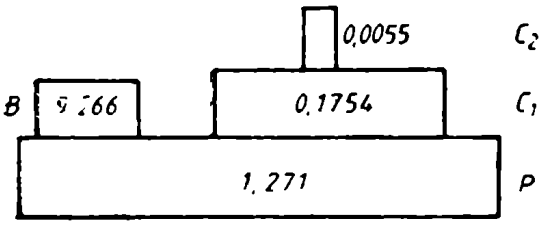
Raporturile între nivelele trofice pot fi reprezentate şi prin piramide energetice, fiecare nivel fiind exprimat prin producţie, în kcal. (fig. 39).



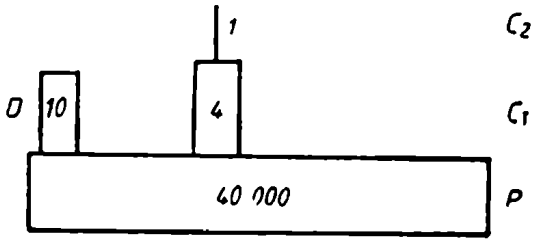
Piramida numerelor (plancton)
Ghiolul Puiu (Delta Dunării)
În nr. de indivizi /0,1 ha
B – bacterioplancton.



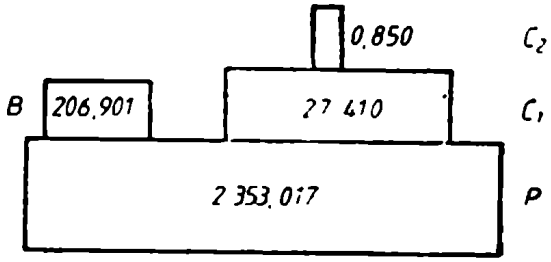
Piramida numerelor
Pădure temperată
(după E Odum 1971)
în nr de indivizi /0,1 ha



Piramida biomaselor
Plancton Ghiolul Puiu
În g subst. usc. /m²



Piramida biomaselor
Pădure tropicală Panama
(după E Odum 1971)
În g subst usc /m²
D - descompunători



Piramida energetică
Plancton Ghiolul Puiu
Producția în kcal/m²/an

Fig. 39. Piramide ecologice.

Speciile din nivele trofice diferite, fiind legate între ele prin relații de nutriție constituie lanțuri trofice. Lanțurile trofice reprezintă căile prin care se produce transferul de substanță și energie în orice ecosistem.

În structura lanțurilor trofice poate intra un număr variabil de verigi. De pildă, în tundră : licheni → reni → om (săgețile arată sensul transferului de substanță și energie) ; în pădurile noastre : iarbă → iepure → vulpe ; sau arbore → afide → coccinelide → păianjeni → păsări insectivore → păsări răpitoare (sau mamifere răpitoare) ; într-un lac : fitoplanctonul → crustacei filtratori (cladoceri, copepode) → puiet de pește → pești răpitori → păsări ihtiofage (sau omul) ; în agrosisteme lanțurile sînt cele mai scurte : grîu → om sau, porumb → porc → om.

În exemplele citate, la baza tuturor lanțurilor se află producători primari autotrofi (plantele verzi). În multe cazuri însă, la baza lanțurilor trofice se află nu plantele verzi, ci *detritus organic*. Asemenea lanțuri (vezi mai înainte detritofagi) sînt numeroase și joacă un mare rol în natura. În lacuri, de pildă, un asemenea lanț poate avea următoarea struc-

tură : nămol cu detritus organic → larve de chironomide → plătica → pești răpitori → om.

Examinînd structura celor mai diferite lanțuri trofice constatăm că numărul verigilor de cele mai multe ori nu depășește 5—6. Sînt două cauze esențiale care limitează numărul verigilor din lanțurile trofice. În primul rînd, un consumator nu poate consuma hrana sa în întregime deoarece aceasta ar duce la propria sa pieire : existența consumatorului este condiționată de posibilitatea de refacere a hranei. În al doilea rînd, admițînd că din partea consumată în medie cam 9/10 sînt pierdute prin cheltuieli energetice (vezi fluxul de energie — pag. 170) și doar 1/10 contribuie la creșterea biomasei consumatorului dat care, deci, devine disponibilă pentru veriga următoare. Apare clar că, pe măsură ce înaintăm spre vîrful lanțului trofic, animalele dispun de resurse tot mai puține, trebuie să desfășoare o activitate tot mai intensă pentru a-și satisface necesitățile nutritive, astfel încît la un moment dat (la o verigă dată) cheltuielile de energie în vederea găsirii și prinderii hranei pot deveni mai mari decît energia procurată prin hrănire ceea ce nu permite existența respectivei verigi.

Practica oamenilor este elocventă în privința semnificației economice a lungimii lanțurilor trofice.

Un hectar de pășune poate suporta necesitățile unui anumit număr de cornute, ținînd seama de refacerea pășunii, de rezervele de iarbă pentru iarnă. Din aceeași cauză creșterea pentru scopuri alimentare, a animalelor carnivore nu este rentabilă, iar în multe locuri cu nevoi alimentare crescute, chiar creșterea animalelor ierbivore devine un lux, oamenii fiind siliți să se mulțumească, în cea mai mare măsură, cu poziția de consumator primar.

Concluzia importantă care se desprinde din aceste date este că lanțurile trofice, cu cît sînt mai scurte, cu atît sînt mai productive.

Într-o biocenoză putem distinge lanțuri trofice principale și secundare. Lanțurile trofice principale sînt cele alcătuite din specii dominante (ca număr și(sau) biomasă), care deci, au un rol decisiv în transferul materiei și energiei în ecosistem. Aceste lanțuri reprezintă căile principale ale fluxului energetic și ale circulației materiei, ele sînt determinante în structura și funcționarea ecosistemului, ca și în asigurarea autoreglării lui.

De obicei, lanțurile trofice nu sînt simple (ca în exemplele date, simplificate în scopuri didactice) și nici izolate unele de altele. Cele mai multe specii de animale fitofage consumă diferite specii de plante și, la rîndul lor, cad pradă diferitelor animale carnivore, făcînd parte, deci, din mai multe lanțuri trofice. Lanțurile trofice apar interconectate, alcătuind o *rețea trofică,* noțiune care reprezintă realitatea mai bine decît cea de lanț trofic.

Studiul calitativ și cantitativ al lanțurilor și rețelelor trofice este pe cît de important pe atîta de dificil.

Este important deoarece : *a.* cunoscînd sub aspect cantitativ și calitativ hrana speciilor, putem evalua corect rolul fiecărei specii în transferul de materie și energie, în funcționarea mecanismelor homeostatice ale biocenozei ; *b.* permite cunoașterea circuitelor biogeochimice din ecosistemul dat și rolul fiecărei specii în migrația și acumularea diferitelor substanțe sau elemente chimice. Această cunoaștere permite depistarea unor noi surse de materii prime : precizarea căilor prin care unele substanțe nocive (pesticide, radionuclizi) pot ajunge la om, precizarea căilor prin care omul

poate influența (în sens pozitiv sau negativ) desfășurarea transferului de materie și energie într-un ecosistem ; el permite cunoașterea unui aspect esențial : al modului de organizare și funcționare al ecosistemului.

Metodele de studiu a lanțurilor trofice urmăresc cunoașterea sub aspect calitativ și cantitativ a hranei consumate de diferite verigi. Metodele sînt foarte variate în funcție de specia studiată.

1. Observația directă se poate aplica în multe cazuri, atît în condiții naturale cît și în laborator. Cu ajutorul binoclului se pot număra insectele pe care unele păsări (pițigoi, lăstuni etc.) le duc la cuib pentru hrana puilor. De pildă, pe această cale s-a putut estima că un caprimulg aduce hrană la pui de 380 ori pe zi, iar puii dintr-un cuib de lăstun consumă, în toată perioada de hrănire de către părinți circa 250 000 insecte (Dubinin, 1973). Pe aceeași cale se poate urmări hrănirea unor ierbivore mari. În laborator, în acvarii sau terarii în condiții cît mai apropiate de cele naturale, se poate urmări hrănirea unor animale mai mici (moluște, insecte, crustacei etc.). Prin filmări ultrarapide — în condiții naturale sau de laborator, se poate studia modul de hrănire și cantitatea de hrană consumată de diferite animale.

2. Analiza conținutului tubului digestiv este o metodă eficientă dar adesea dificilă și laborioasă. Ea implică determinarea speciilor consumate, după resturi nedigerate, numărarea organismelor consumate, reconstituirea biomasei lor pe baza studiului probelor paralele luate concomitent din mediul în care animalul studiat și-a consumat hrana. Aceasta implică o bună cunoaștere a speciilor și chiar a stadiilor de dezvoltare. De pildă, într-un intestin de crap putem găsi cîteva sute de larve de chironomide. După capsulele cefalice care rămîn nedigerate trebuie determinate speciile deoarece diferențele de mărime (greutate) între ele sînt adesea foarte mari. Mai mult, la fiecare specie (mai ales la cele dominante), trebuie determinate stadiile (după lățimea capsulei cefalice) deoarece diferența de greutate între stadii este mare. De pildă, la *Chironomus plumosus,* stadiul IV (ultimul) larvar poate ajunge la 20 mg, în timp ce stadiul I are zecimi de miligram.

3. Analiza ingluviilor la păsările răpitoare permite reconstituirea componenței pe specii a numărului și greutății mamiferelor mici consumate.

4. Metoda izotopilor radioactivi cu care se marchează hrana (substanțele minerale absorbite de plante) permite urmărirea transferului substanțelor între verigile lanțurilor trofice. Aplicarea acestei metode în condiții naturale este limitată deoarece prezintă pericolul răspîndirii radionuclizilor. De aceea se aplică mai ales în condiții experimentale.

5. Metode pentru studiul filtratorilor (moluște, crustacei planctonici etc.) sînt metode experimentale.

FUNCȚIILE ECOSISTEMULUI

GENERALITĂȚI

Structura ecosistemului analizată anterior, este o structură funcțională. Funcționarea ecosistemului rezultă din interacțiunea populațiilor care-l compun, ca și din interacțiunea acestora cu factorii abiotici (biotopul). Sensul biologic al acestor interacțiuni constă în faptul că fiecare populație — verigă în lanțuri trofice — pentru a persista și a desfășura o activitate normală, trebuie să primească (să consume) o cantitate de energie.

În acest proces energia solară sau energia chimică pe de o parte, precum și substanțe organice nutritive, pe de alta, sînt antrenate în circuitul biologic și transformate în substanțele organice care intră în alcătuirea organismelor vii. De aceea ecosistemul trebuie considerat ca o unitate producătoare de substanță organică materializată în organismele ce alcătuiesc biocenoza lui.

De aici rezultă cu necesitate două funcții importante ale ecosistemului : **1.** funcția energetică — constînd în captarea energiei solare de către organismele fotosintetizante sau a energiei chimice de către chemosintetizante și apoi în transferul ei la grupele de consumatori și **2.** funcția de circulație a materiei, constînd în faptul că substanțele nutritive (anorganice sau organice), datorită relațiilor trofice circulă în ecosistem, de la hrana consumată la consumatori. **3.** Pentru ca funcțiile menționate să poată fi îndeplinite în mod normal, să facă posibilă activitatea normală a ecosistemului, structura lui, ca și întreaga organizare, trebuie să aibă o anumită stabilitate în timp și spațiu, pentru că numai în condiții de stabilitate (relativă) populațiile componente reușesc prin acțiunea selecției să se adapteze reciproc și față de factorii biotopului, să se păstreze un timp mai mult sau mai puțin îndelungat structura lor proprie, proporțiile etc.

Stabilitatea ecosistemelor este rezultatul unei alte funcții ale lor funcția de autoreglare a stărilor ecosistemului.

Cele trei funcții sînt indisolubil legate între ele, ca și cu structura trofică a biocenozei. În adevăr, desfășurarea circuitului substanțelor implică un consum de energie. Circuitul substanțelor se face prin lanțuri (rețele) trofice care reprezintă și mecanismul principal de efectuare a autocontrolului ecosistemului.

Vom analiza pe rînd cele trei funcții menționate.

ENERGETICA ECOSISTEMELOR

Orice sistem biologic, în activitatea pe care o desfășoară, consumă și cheltuiește energia.

Comportamentul energetic al oricărui sistem (nebiologic, biologic sau mixt) se desfășoară conform principiilor termodinamicii.

Primul principiu sau *principiul conservării energiei* arată că energia nu este nici creată și nici distrusă, ci doar se poate transforma dintr-un tip (formă) în altul. De aici decurge faptul că intrările de energie într-un sistem trebuie să fie egalate de ieșiri. De pildă, la un organism energia intrată sub formă de hrană = energia acumulată prin creșterea organismului ca urmare a sintezei substanțelor organice proprii + energia folosită în activitate + energia pierdută sub formă de căldură + energia deșeurilor (părți mortificate, excreții).

La scară globală (planetară) energia radiantă pe care Pămîntul o primește de la Soare este pierdută sub formă de radiații termice invizibile la care trebuie adăugată o parte de energia acumulată temporar în substanțe organice sintetizate de plante (care și ele treptat, fiind oxidate, energia lor se pierde pentru sistem, sub formă de căldură).

Prin urmare, putem spune că prin orice sistem energia curge, că se desfășoară un flux de energie.

Al doilea principiu sau *principiul degradării energiei,* arată că în orice proces de transformare a energiei (energia luminii → energia chimică, energia chimică → energie mecanică sau electrică sau nervoasă etc.), o

parte din energia potențială se degradează și este dispersată sub formă de căldură (rezultată din mișcarea dezordonată a moleculelor). Deci, eficiența transformării totdeauna este mai mică decît 100%. Menținerea organizării (a ordinii) sistemelor biologice, aflate în echilibru dinamic, implică desfășurarea fluxului și a transformărilor de energie, deci pierderi energetice. La sistemele lipsite de viață, entropia (pierderile energetice) crește, ceea ce marchează tendința lor către dezorganizare. La sistemele biologice, captarea de energie permite compensarea pierderilor și menținerea, chiar creșterea ordinii sistemului. Sinteza de substanțe organice complexe, construirea de celule, țesuturi, organe și sisteme de organe complexe, pornind de la substanțe minerale simple, arată creșterea ordinii în sistemele biologice și deci scăderea entropiei.

În urma faptului că energia depreciată, sub formă de căldura mișcărilor moleculare dezordonate, nu mai poate fi reutilizată de sistem, ceea ce face necesare mereu noi intrări de energie potențială, fluxul de energie prin sistem este unidirecțional — o caracteristică importantă care deosebește acest proces de mișcare ciclică (recircularea) a substanțelor în ecosisteme.

De aici rezultă un principiu energetic specific pentru desfășurarea fluxului de energie : *maximalizarea fluxului și a eficienței energetice* (după H. I. Odum și E. O. Odum, 1976). Sistemele ecologice, în speță ecosistemele, tind să sporească la maximum intrările de energie și eficiența utilizării energiei intrate. Acele sisteme vor supraviețui și vor persista mai mult timp care, datorită organizării lor, vor realiza performanțe mai bune în această tendință. Vom vedea mai departe cum se realizează această tendință.

SURSELE DE ENERGIE PENTRU ECOSISTEME

Două forme de energie sînt utilizate ca surse de energie în ecosistemele naturale : energia electromagnetică a radiațiilor solare care este principalul izvor de energie pentru desfășurarea vieții pe Pămînt și energia chimică a diferitelor substanțe.

Energia solară incidentă pe Terra (constantă solară) este de 1,94 cal/cm^2/minut ($1{,}02 \times 10^7$ cal/m^2/an). Componența spectrală a acestei energii radiante este următoarea : 10% ultraviolete (lungimea de undă 0,1—0,4 μ) ; 45% radiații din spectrul vizibil (lungimea de undă 0,4—0,7 μ) și 45% infraroșii (lungime de undă 0,7—10,0 μ).

Din spectrul vizibil radiațiile albastre (lungimea de undă 0,4—0,5 μ) și roșii (lungimea de undă 0,6—0,7 μ) sînt îndeosebi absorbite de clorofilă și, deci, au un rol esențial în fotosinteză.

Din totalul energiei incidente, circa 42% este absorbită de atmosferă și apoi radiată în spațiu sub formă de căldură și 48% ajung la suprafața pămîntului. Din această cantitate doar 20% este absorbită de apă, sol sau vegetație, iar restul de 80% este reflectată în spațiu.

Dacă acestea sînt cantitățile medii globale, cantitatea de energie incidentă pe o suprafață dată variază mult în funcție de latitudine (care determină unghiul de incidență a razelor solare : cu cît acesta este mai mic cu atît mai multă energie este reflectată), de expoziția terenului (care și ea modifică unghiul de incidență), de natura substratului (apă, sol liber, stîncă, vegetație) și de alți factori (nebulozitate, suspensii, vapori de apă).

Energia chimică a diferitelor substanțe poate fi utilizată de un grup restrîns de producători primari — bacterii chemosintetizante.

Producători primari — sînt reprezentați prin 3 grupe de organisme : plantele verzi, bacterii fotosintetizante și bacterii chemosintetizante.

Plantele verzi — captează energia radiațiilor solare cu ajutorul moleculelor de clorofilă și convertesc această energie în cea a legăturilor chimice din substanțe organice. Reacția extrem de simplificată a fotosintezei este :

$$6\ CO_2 + 6\ H_2O + \text{energia solară} \xrightarrow{\text{clorofilă}} C_6H_{12}O_6 + 6\ O_2$$

În realitate, în această reacție sînt implicate și săruri minerale conținînd N, P, K, S și alte elemente iar rezultatul final cuprinde substanțe organice mult mai variate. Privită din punct de vedere chimic este o reacție reducătoare, în care CO_2 (acceptor de hidrogen — electroni) este redus, apa este sursa de hidrogen, iar radiația luminoasă (fotonii) este sursa de energie necesară procesului de reducere.

Bacteriile fotosintetizante sînt reprezentate prin bacterii purpurii care produc fotosinteza cu ajutorul unor pigmenți carotenoizi, bacteriopurpurina și bacterioclorina, care le colorează în roșu purpuriu, violet sau roșumaroniu. *Thiorodaceae* sînt bacteriile purpurii care conțin sulf, în timp ce *Athiorodaceae* nu conțin sulf.

La *Thiorodaceae,* în procesul fotosintezei, sursa de hidrogen pentru reducerea CO_2 este H_2S, iar ca unul din rezultate este depunerea sulfului. Reacția simplificată a acestui proces este următoarea :

$$6\ CO_2 + 12\ H_2S + \text{energie solară} \xrightarrow{\text{pigmenți}} C_6H_{12}O_6 + 6\ H_2O + 12\ S$$

Sursa de hidrogen sulfurat o reprezintă, de obicei, substanțele organice din descompunerea organismelor. Prin urmare, producția de substanță organică a acestui grup de bacterii depinde în ultima instanță, în cea mai mare măsură, de fotosinteza clorofiliană a plantelor verzi.

La *Athiorodaceae,* reducerea CO_2, în procesul fotosintezei are ca sursă de hidrogen substanțele organice sau hidrogenul molecular.

Bacteriile chemosintetizante — în procesul de sinteză a substanțelor organice, ca sursă de energie folosesc energia obținută prin oxidarea unor compuși anorganici iar ca sursă de hidrogen pentru reducerea CO_2, este apa. În unele cazuri este oxidat CH_4 sau CO, care sînt deci folosite nu ca sursă de C, ci ca sursă de energie necesară reducerii bioxidului de carbon. Există mai multe grupe de bacterii chemosintetizante.

Bacterii nitrificatoare — care, ca de pildă, *Nitrosomonas,* oxidează amoniacul pînă la nitriți, alte bacterii, ca *Nitrobacter* dau reacții mai departe, oxidînd nitriții pînă la nitrați. În ambele procese se eliberează o cantitate de energie folosită pentru reducerea CO_2 :

a. $2\ NH_3 + 3\ O_2 \rightarrow 2\ HNO_2 + 2\ H_2O + 158$ kcal

b. $2\ HNO_2 + O_2 \rightarrow 2\ HNO_3 + 43{,}2$ kcal

De remarcat este că în aceste procese compușii azotului reprezintă nu sursa de N, ci sursa de energie obținută în urma oxidării.

Bacteriile sulfuroase utilizează compuşi ai sulfului. *Beggiatoa* oxidează H_2S pînă la S liber care se depune în celule :

$$2\ H_2S + O_2 \rightarrow 2\ S + 2\ H_2O + 65\ kcal$$

Thiobacillus thiooxidans oxidează sulful pînă la acid sulfuric :

$$2\ S + 3\ O_2 + 2\ H_2O \rightarrow 2H_2SO_4 + 283{,}6\ kcal.$$

Thiobacillus denitrificans utilizează oxigenul din nitraţi pentru a obţine energie prin oxidarea tiosulfaţilor sau a sulfului. Ca urmare, din acest proces se eliberează azotul :

$$6\ KNO_3 + 5\ S + 2\ CaCO_3 \rightarrow 3\ K_2SO_4 + 2\ CaSO_4 + 2\ CO_2 + 3\ N_2 + energie$$

Bacteriile feruginoase obţin energia prin oxidarea compuşilor fierului :

$$4\ FeCO_3 + O_2 + 6\ H_2O \rightarrow 4\ Fe(OH)_3 + 4\ CO_2 + 80\ kcal$$

Din cele trei grupe de producători primari rolul principal în producţia de substanţă organică pe întreaga planetă îl au plantele verzi. De aceea în expunerea ulterioară, toate aspectele privind producţia primară se vor referi la plantele verzi, şi se vor face menţiuni speciale atunci cînd va fi vorba de alte grupe autotrofe.

PRODUCŢIA PRIMARĂ

În oricare ecosistem, avînd la baza structurii trofice plantele verzi, desfăşurarea fluxului de energie începe prin captarea energiei solare cu ajutorul clorofilei. Energia radiaţiilor este transformată în energia legăturilor chimice a substanţelor organice sintetizate de către plante şi acumulate în procesul lor de creştere.

Energia acumulată de plante sub formă de substanţă organică se numeşte *producţie primară.*

Producţia primară brută reprezintă întreaga energie asimilată de plante în procesul fotosintezei. Din această energie o parte este folosită de planta însăşi pentru desfăşurarea proceselor metabolice proprii (sinteze organice, mişcare etc.) exteriorizate prin respiraţia plantei. O altă parte a energiei totale asimilate este acumulată sub formă de substanţă organică a celulelor şi ţesuturilor plantei şi reprezintă *producţia primară netă.*

Deci, producţia primară netă = producţia primară brută — respiraţia.

Producţia primară netă este substanţa organică (energia) disponibilă pentru nivelul trofic următor, cel al fitofagilor. Cantitatea de substanţă organică acumulată (producţia netă) într-o perioadă de timp şi existentă la un moment dat poartă numele de *biomasă.*

Acumularea de substanţă organică (energie) în procesul fotosintezei este un proces care se desfăşoară cu o anumită viteză (rată). Viteza (rata) cu care se acumulează energia (biomasa), ca urmare a fotosintezei, se numeşte productivitate primară ; ea reprezintă măsura fluxului de energie raportat la unitatea de timp şi suprafaţă, intrat în ecosistem. Deci, productivitatea primară este procesul care are ca rezultat producţia primară netă. Făcînd o comparaţie cu un vehicul, productivitatea ar reprezenta viteza cu care merge vehiculul, iar producţia ar reprezenta distanţa parcursă.

Biomasa acumulată de plante (producţia primară netă) nu are o valoare constantă în cursul timpului (anilor, sezoanelor, chiar în perioade mai

scurte). Unele părți ale corpului plantelor mor și intră în structura detritusului, ca de pildă, frunzele care cad toamna, ramurile care se usucă, părțile aeriene ale multor plante ierboase mor toamna, în timp ce rădăcinile, rizomii, pot persista etc. Substanța organică, rămasă sub formă de biomasă a părților vii ale plantelor reprezintă ceea ce se numește *recolta (biomasa) pe picioare* (termenul englez standing crop).

Este evident că biomasa pe picioare este o parte a producției primare nete.

Producția primară, biomasa, productivitatea primară, pot fi exprimate în greutatea substanței organice uscate raportată la unitatea de spațiu (g/m^2 ; mg/l ; kg/ha etc.) și timp (în cazul productivității). Cel mai recomandabil este să se exprime în unități energetice : grame calorii (gcal sau cal) sau kilocalorii (kcal). Transformarea unităților de masă în cele energetice se poate face cunoscînd că 1 g de substanță uscată (substanța organică + substanțele minerale) a plantelor terestre echivalează cu 4,5 kcal, a algelor — 4,9 kcal, iar 1 g de substanță organică echivalează, respectiv 4,6 kcal și 5,1 kcal. Adesea drept unitate energetică este utilizat joule (J) care echivalează cu 0,24 gcal.

Producția primară a diferitelor ecosisteme și biomi (după H. Lieth, 1975).

Producția primară netă anuală a întregii biosfere se ridică la 177×10^9 t substanță uscată, echivalată cu $793{,}5 \times 10^{18}$ cal, din care 122×10^9 t revine vegetației terestre ($535{,}3 \times 10^{18}$ cal) (inclusiv cea a apelor continentale) și 258,2 t ($258{,}2 \times 10^{18}$ cal) producției primare nete a apelor oceanice.

Producția primară netă a unor ecosisteme majore este prezentată în tabelul nr. 8.

TABEL 8

Producția primară netă a unor ecosisteme

Ecosistem	Producția primară netă	
	kg/mp/an	În milioane (10^6) cal/mp/an
Ecosisteme terestre		
— Pădurile tropicale umede	2,8	11,5
— Păduri de foioase	1	4,6
— Păduri boreale (conifere)	0,65	3,0
— Tundra	0,16	0.7
— Savanele (pășunile tropicale)	0,8	3,2
— Pășunile temperate	0.8	3,2
— Deșerturi	0.003	—
— Terenuri cultivate	0.05	2,7
Ecosisteme de apă dulce		
— Bălți și mlaștini	2,0	8,4
— Lacuri și cursuri de apă	0,5	2.3
Ecosisteme marine		
— Largul oceanului	0,13	0,6
— Zonele cu curenți de convecție	0,5	2,5
— Platformă continentală	0,36	1,6
— Recifi	2	9
— Estuare	1,8	8,1

Datele din tabel sînt orientative deoarece, pe de o parte, în același biom, ele variază în timp și spațiu în funcție de diferiți factori (vezi mai departe) iar pe de altă parte determinarea corectă a valorii producției primare nete și a corelației ei cu diferiți factori și aceasta pe mari întinderi ocupate de biomi sau anumite tipuri de ecosisteme este dificilă (necesită echipe de lucru calificate, timp îndelungat, mijloace materiale, fonduri și un mare volum de muncă, iar rezultatele obținute nu au nimic spectacular). Din aceste motive sînt relativ puține date certe, deși cunoașterea cît mai corectă a producției și a capacității productive a diferitelor ecosisteme este de mare importanță : ea permite estimarea capacității de producție a hranei potențiale ; reprezintă baza științifică a amenajărilor agricole a diferitelor teritorii, stă la baza evaluării resurselor biologice ale Terrei.

Examinarea datelor din tabel arată că producția primară variază în limite largi, de la un ecosistem la altul : de la valori apropiate de zero în deșerturi uscate, pînă la 2,8 kg/m^2/an (11,5 milioane cal/mp) în pădurile ecuatoriale umede. Aceasta arată dependența producției primare de diferiți factori ca lumina, temperatura, precipitațiile etc. și de factori biologici.

În ecosistemele lipsite de lumină (zonele abisale ale oceanelor, peșterile, apele subterane, solul) lipsesc producători primari fotosintetizanți. Aceste ecosisteme trăiesc pe seama producției primare a altor ecosisteme sau pe seama producției chemosintetizatorilor. Astfel, recent (1977) au fost descoperite biocenoze remarcabile în zona abisală a Oceanului Pacific, în apropierea Insulelor Galapagos și la sud de Golful Californiei. La adîncimea de 2 500—2 700 m, pe un fund format din roci vulcanice solidificate au fost descoperite ieșiri (izvoare) puternice de apă caldă. În zona Galapagos temperatura acestor izvoare este de 10—15 °C (față de 2 °C a apei oceanice de fund) iar la sud de Golful Californiei — apa izvoarelor ajunge la peste 300 °C. În apropierea acestor izvoare s-au dezvoltat „oaze ale vieții" — biocenoze bogate, cu animale neobișnuite pentru zona abisală : enteropneuste, sifonofore bentonice de culoare portocalie din grupul rodaliidae, viermi din grupul *Vestimentifera* în tuburi lungi pînă la 3 m și conținînd hemoglobină (apropiate de grupul pogonoforilor), crustacei (ordinul *Leptostraca*), o specie de crab, lamelibranhiate. Aceste biocenoze trăiesc pe seama producției primare realizate de bacterii sulfuroase, al căror număr ajunge la 10^5—10^6 celule/ml (Clark, 1979, Galapagos, 1979).

Condițiile cele mai favorabile pentru valori ridicate a producției primare sînt întrunite în zona ecuatorială : unghiul de incidență al razelor solare, în tot cursul anului, este apropiat sau egal cu 90°, deci pe unitate de suprafață valoarea energiei incidente este maximă, temperatura ridicată, ploi abundente tot anul. În aceste condiții se realizează și productivitatea și producția primară maximă.

În zonele arctice și temperate, temperatura scăzută din timpul iernii combinată cu lipsa de apă lichidă, întrerupe sau încetinește considerabil (conifere) fotosinteza și producția primară, ceea ce duce la diminuarea mediei anuale a valorilor producției primare.

În zonele deșerturilor sau ale semideșerturilor, cantitatea prea mică de precipitații devine factor limitant al productivității primare.

Nu este nevoie să mai subliniem că în oricare ecosistem productivitatea primară, pe lîngă factorii abiotici amintiți, depinde de prezența substanțelor minerale nutritive (N.P.K. etc.) și de capacitatea de reciclare, determinate de activitatea descompunătorilor. Creșterea cantității de nutrienți din cauze naturale, ca urmare a poluării sau prin introducere de

îngrăşăminte, poate duce la sporirea considerabilă a producţiei primare (vezi pag. 204), ceilalţi factori păstrîndu-se în limite normale.

Procesul producţiei primare este influenţat şi de factori biologici concretizaţi în organizarea — deci structura şi funcţionarea biocenozei.

În aceleaşi condiţii climaterice, o savană cu ierburi are o producţie primară mai mică decît o savană în care sînt şi arbori şi arbuşti. Aceasta din urmă reuşeşte să capteze mai multă energie solară.

O biocenoză recifală, situată în mijlocul oceanului, are o producţie primară mult mai ridicată decît a oceanului înconjurător, deşi cantitatea de energie incidentă este aceeaşi. Cauza o reprezintă interrelaţiile simbiotice care se dezvoltă în biocenoza recifală.

În general, producţia primară a unui ecosistem, desfăşurată pe un anumit fond al condiţiilor abiotice, ca mecanism este rezultatul activităţii plantelor verzi, dar ca valoare reală este rezultanta interacţiunii tuturor elementelor componente ale biocenozei. Zooplanctonul consumă algele dar şi stimulează activitatea lor prin îmbogăţirea apei în CO_2 (urmare a respiraţiei), în nutrienţi (eliminaţi prin excrete). Acest rol îl are toată fauna. Descompunătorii, la rîndul lor, au un rol important determinînd viteze de reciclare a nutrienţilor şi deci nutriţia producătorilor primari. Producţia primară, sub aspect cantitativ şi calitativ, apare ca o expresie a activităţii, a stării întregului ecosistem, a modului şi gradului său de organizare.

O ilustrare elocventă a acestei idei o reprezintă faptul că, în cursul succesiunii ecologice (vezi capitolul succesiunea ecologică) producţia primară a unui aceluiaşi ecosistem se modifică cantitativ şi calitativ, odată cu schimbarea structurii biocenozei, fără vreo schimbare semnificativă a condiţiilor climaterice.

Eficienţa producţiei primare. Eficienţa ecologică poate fi definită ca raportul, exprimat în procente, dintre energia consumată de un nivel trofic şi energia disponibilă (producţia netă) a nivelului trofic precedent.

În cazul plantelor, eficienţa reprezintă raportul dintre energia solară folosită în diferite feluri şi energia solară incidentă (disponibilă). În funcţie de destinaţia (utilizarea) acestei energii, în stabilirea eficienţei plantelor se iau în consideraţie mai multe raporturi.

1. Frunzele plantelor (organe fotosintetizante) nu folosesc întreaga lumină incidentă : o parte a radiaţiilor este reflectată de suprafaţa frunzelor, o altă parte trece prin frunze şi numai o fracţiune este absorbită şi utilizată în procese fiziologice. Deci, primul aspect al eficienţei este raportul *energia solară absorbită/energia solară incidentă.* Deşi variază de la specie la specie şi în funcţie de diferite condiţii, valoarea medie a acestui raport este cam 50%, cu alte cuvinte cam jumătate din energia incidentă este absorbită de plante.

2. Din energia absorbită o mare parte este transformată în căldură şi se pierde (pentru plantă) prin iradiere, o altă parte însemnată este folosită în procesul evapotranspiraţiei şi doar o parte relativ mică este asimilată prin fotosinteză, dînd producţia primară brută. Deci, al doilea aspect al eficienţei este exprimat prin raportul *producţia primară brută/energia absorbită.* Valoarea medie pe biosferă a acestui raport este estimată la 0,4%, valorile maxime atinse ajung la 10%.

3. Eficienţa producţiei primare brute, pe lîngă raportul precedent (2), se poate exprima şi prin raportul *producţia primară brută/energia incidentă.* Valoarea medie a acestui raport este estimată la 0,2%, putînd ajunge la valori maxime, în jurul a 7% în pădurile tropicale umede.

4. Deosebit de importantă este cunoașterea eficienței producției primare nete, eficiență ce poate fi exprimată prin raportul *producția primară netă/producția primară brută,* cu alte cuvinte ce parte a producției primare brute se acumulează sub formă de substanță organică utilizabilă de nivelul trofic succedant, cel al fitofagilor. Valoarea acestui raport variază în limite largi — între 40 și 85%, iar valoarea medie este estimată la 50%.

După cum se vede, la plante, eficiența producției primare nete (față de producția primară brută) este destul de mare. Explicația generală a acestor valori mari (în comparație cu animale după cum se va vedea mai departe) stă în faptul că plantele, fiind puțin mobile sau imobile, nu cheltuiesc energie (sau în orice caz cheltuiesc foarte puțină) pentru mișcare și nici pentru menținerea temperaturii constante a corpului ca la animalele homeoterme. De aceea o mai mare parte din energia p.p.b. se poate stoca sub forma producției primare nete.

Plantele acvatice din zonele temperate și plantele ierboase au eficiența $\frac{\text{p.p.n.}}{\text{p.p.b.}}$ mai mare (peste 70%) decît plantele terestre lemnoase.

Explicația stă în faptul că lemnoasele au dezvoltate țesuturi mecanice și rădăcini puternice care respiră (pierderi de energie) dar nu contribuie la efectuarea fotosintezei, pe cînd la plantele acvatice asemenea țesuturi și organe, ori lipsesc, ori sînt slab dezvoltate, ceea ce duce la scăderea pierderilor.

5. În sfîrșit, eficiența producției primare nete poate fi estimată și prin raportul *producția primară netă/energia incidentă.* Valoarea maximă a acestui raport este estimată la 4% iar valoarea medie pe biosferă este doar de 0,1%.

Rolul p.p.n. în hrana fitofagilor. Valorile globale ale p.p.n. și ale eficienței ei ne permit să estimăm cantitatea globală de substanță organică (energie) devenită disponibilă pentru nivelul trofic următor, cel al fitofagilor, dar ne spune prea puțin în privința accesibilității reale a ei pentru animale și a valorii ei nutritive. Aceste aspecte importante depind de modul concret de materializare a p.p.n. în diferite țesuturi și organe. Astfel, țesuturile și organele de susținere (mecanice), conținînd o mare cantitate de celuloză și lignină, pot fi digerate de foarte puține animale și, pe lîngă aceasta, au valoare nutritivă scăzută, neconținînd compuși azotați.

În această privință este o mare deosebire între plantele acvatice și cele terestre. Spre deosebire de acestea din urmă la care țesuturile mecanice au o pondere adesea covîrșitoare, la plantele acvatice țesuturile de susținere fie lipsesc (majoritatea algelor) sau sînt foarte slab dezvoltate (macrofitele submerse). De aceea toată sau aproape toată p.p.n. a plantelor acvatice poate fi consumată de fitofagi, în timp ce la plantele terestre o mare parte a energiei este acumulată în biomasa țesuturilor de susținere.

Disponibilitatea energiei p.p.n. pentru fitofagi este bine reflectată prin indicele P/B, adică prin raportul dintre productivitatea netă (rata) și biomasa acumulată. Valorile ridicate ale raportului (P relativ mare iar B relativ scăzut) arată că biomasa care se acumulează mai ales în țesuturile mecanice este mică și din contra valorile scăzute ale raportului arată că o proporție mare a p.p.n. este acumulată sub formă de țesuturi mecanice. Ca urmare, la plantele acvatice, inclusiv fitoplanctonul, valoarea rapor-

tului P/B adesea depăşeşte 50, în timp ce la plantele terestre este sub 1 (0,04—0,65) (Whittaker, 1970).

La plantele terestre, tulpinile şi ramurile conţinînd cea mai multă celuloză şi lignină sînt cel mai puţin accesibile şi cu valoare nutritivă cea mai scăzută. Frunzele, deşi au şi ele destul de mult ţesut mecanic, conţin 2—4% compuşi azotaţi şi reprezintă o sursă importantă de hrană pentru fitofagi. Cele mai căutate ca avînd cea mai ridicată valoare nutritivă sînt seminţele (au concentrate în ele substanţe proteice, lipide, hidraţi de carbon uşor digerabili), fructele şi florile (nectar, polen — cu valoare nutritivă ridicată).

La plantele ierboase ponderea acestor organe este considerabil mai mare decît la cele lemnoase. Astfel, la grîu, seminţele pot reprezenta peste 40% din producţia netă (datorită selecţiei îndelungate în sensul sporirii producţiei de seminţe) ; la ierburile spontane, florile şi fructele reprezintă circa 20% din producţia netă, în timp ce la arbori de pădure — fructele şi florile reprezintă circa 2% din producţia netă.

Rezultă că, din producţia netă a plantelor terestre, mai ales a celor lemnoase, cea mai mare parte intră în circuitul detritofagilor după moartea plantelor şi doar o mică parte este consumată de fitofagi.

PRODUCŢIA SECUNDARĂ

Producţia primară netă realizată de plantele unui ecosistem reprezintă sursa de energie disponibilă pentru nivelele trofice următoare ale consumatorilor de diferite ordine : direct pentru fitofagi, indirect pentru consumatori de ordine mai înalte.

Energia consumată de animale prin hrană, ca şi în cazul plantelor, are destinaţii diferite. O parte din hrana ingerată este digerată şi asimilată ; altă parte rămasă nedigerată este eliminată prin fecale. De asemenea, o parte din energie este eliminată prin alte excreţii — ca urina. Din hrana asimilată o parte din energia ei este utilizată în desfăşurarea proceselor metabolice (metabolismul bazal — de întreţinere), pentru mişcare, producere de căldură şi se concretizează în procesul respiraţiei (al consumului de oxigen). În sfîrşit o altă parte a energiei asimilate este stocată în legăturile chimice ale substanţelor organice proprii, sintetizate de organismul animal şi care se concretizează în procesul de creştere a greutăţii corpului (biomasei) şi producere de noi indivizi. Producţia secundară este energia acumulată în biomasa animalelor şi care reprezintă o parte a energiei asimilate. Comparînd cu plantele, producţia secundară este echivalentă cu producţia primară netă a plantelor de aceea uneori se şi foloseşte termenul de producţie secundară netă. Echivalentul producţiei primare brute, la animale, este energia asimilată care reprezintă energia producţiei secundare+energia risipită în respiraţie.

Eficienţa energetică a animalelor o vom examina sub două aspecte : **1.** din punct de vedere al eficienţei proceselor fiziologice (asimilaţie, digestie, cheltuieli energetice, acumulare de biomasă) şi **2.** din punct de vedere al eficienţei energetice a nivelului trofic al fitofagilor luat în ansamblu, precum şi al carnivorelor.

1. Eficienţa asimilării hranei ingerate reprezintă raportul *energia asimilată/energia ingerată.* Această eficienţă are la animale, atît fitofage cît şi zoofage, valori mult mai ridicate decît la plante. Cauza acestei deose-

biri stă în faptul că, în timp ce plantele trebuie să convertească o formă de energie (a radiațiilor solare) în altă formă (chimică) — proces însoțit de pierderi însemnate, animalele consumă substanța organică gata sintetizată și doar modifică structurile moleculare, fără schimbarea formei de energie.

La fitofagi eficiența asimilării este în general mai mică decît la zoofagi, din cauză că hrana vegetală, conținînd multă celuloză, lignină, este mai greu digerabilă și conține mai puțină energie. Deoarece valoarea nutritivă a diferitelor plante și a diferitelor părți ale lor este foarte variată, și eficiența asimilării variază la fitofagi în funcție de calitatea hranei. De pildă, eficiența asimilării la unele miriapode ce se hrănesc cu lemn în descompunere (multă celuloză și lignină) este doar de 15% ; la cele ce se hrănesc cu frunze, ramuri tinere (multe copitate, elefanți, unele ortoptere) eficiența asimilării este în jur de 40% ; la mamifere ce pasc iarba — în jur de 60% ; la animale ce consumă semințe, fructe — în jur de 80% ; la zooplancton, în funcție de hrana consumată, eficiența asimilării variază între 50% și 90%, fiind cea mai scăzută în cazul cînd se hrănesc mai ales cu diatomee (acestea au schelet silicios) și cea mai ridicată cînd hrana principală o reprezintă cloroficeele (nu au schelet).

La animalele carnivore eficiența asimilării este și mai mare, în primul rînd din cauza calității ridicate a hranei, care poate fi digerată aproape în întregime. Eficiența variază și aici, între 60% și 90%, deși în limite mai strînse decît la fitofagi. De pildă, la animalele insectivore, hrana conținînd multă chitină (un polizaharid foarte greu digerabil), eficiența asimilării este cam 70—80%, în timp ce la carnivore tipice (care se hrănesc mai ales cu vertebrate) este în jur de 90%.

Eficiența producției secundare (a producției nete) este raportul *producția secundară/energia asimilată*. Această eficiență este mai scăzută decît la fitofage. Cauza acestei deosebiri stă în faptul că animalele cheltuiesc mult mai multă energie pentru întreținere (metabolism bazal) și pentru mișcare (căutarea hranei, urmărirea, răpunerea ei, apărare etc.) iar aceste cheltuieli sînt mai mari la carnivore decît la fitofage.

2. *Eficiența unui nivel trofic al consumatorilor,* luat în ansamblu, este raportul *producția secundară a nivelului dat/producția nivelului precedent*. Este ceea ce se numește și eficiența ecologică. Acest raport arată cît (în %) reprezintă producția unui nivel trofic dat al consumatorilor, față de hrana (energia) pe care a avut-o la dispoziție de la nivelul trofic precedent. Această eficiență depinde de structura nivelelor trofice. De pildă, la o structură dată a nivelului producătorilor primari (a vegetației) într-un ecosistem cu cît nivelul trofic al fitofagilor va fi mai diversificat (reprezentat prin specii mai variate), cu atîta eficiența ecologică va fi mai ridicată, deci sursele de hrană mai bine valorificate, iar producția secundară a fitofagilor mai mare. Pe această cale se maximalizează intrările de energie în nivelul trofic dat. Un exemplu — în Zair și Uganda, pe teritoriul parcurilor naționale, biomasa a 10 specii de mamifere mari ajunge la 24—37 tone/km^2. În același timp, cornutele domestice (1 specie) realizează 3—4 tone/km^2 pe cele mai bune pășuni din Kenya, 8 tone/km^2 în Africa de Sud și 14 tone/km^2 în Argentina (Kai Kurry Lindahl, 1972).

Cauzele acestei mari deosebiri constau în adaptarea mai bună a mamiferelor sălbatice la condiții abiotice severe (căldura mare, lipsa de apă) și mai ales la utilizarea mai completă a resurselor vegetale variate. Speciile de ierbivore sînt specializate în consumul celor mai diferite plante :

vegetația acvatică dură, arbuști spinoși frunzele și ramurile arborilor chiar pînă la înălțimea de 3 m (girafe, elefanți, okapi), ierburi, vegetația din junglă, din mlaștini, din cîmpii deschise, de pe stînci etc. Sînt consumate cele mai diferite părți ale plantelor și aceasta fără a distruge structura variată a învelișului vegetal. În felul acesta, diversitatea mamiferelor mari în aceste locuri tinde să maximalizeze intrarea de energie în nivelul trofic al fitofagilor.

Spre deosebire de această situație, înlocuirea complexului natural de mamifere ierbivore prin vitele europene duce la scăderea considerabilă a eficienței ecologice, deoarece aceste animale nu sînt adaptate la condițiile climaterice și nu consumă decît un singur fel de hrană — ierburile, restul resurselor vegetale rămînînd nefolosit, deci intrarea de energie în nivelul trofic al consumatorilor scade.

FLUXUL DE ENERGIE PRIN ECOSISTEM ȘI UNELE LEGITĂȚI ALE LUI

Energia solară fixată în producția netă a plantelor — reprezintă sursa de energie pentru consumatorii primari ai ecosistemului dat, fie direct, fie trecînd prin faza de detritus. Consumatorii primari (fitofagii), la rîndul lor, reprezintă sursa de energie pentru nivelele trofice ale consumatorilor secundari, terțiari. La fiecare trecere de la un nivel trofic la altul, după cum s-a arătat în paragrafele anterioare, se produc însemnate pierderi de energie, risipită sub formă de căldură. Din această cauză, lungimea lanțurilor trofice, ca și numărul nivelelor trofice, nu pot fi prea mari, rareori depășind 4—5. Din aceeași cauză existența și funcționarea ecosistemului este condiționată de pătrunderea continuă a unor noi cantități de energie solară, determinînd în acest fel fluxul de energie prin ecosistem.

Acest proces se poate caracteriza prin cîțiva parametri esențiali : cantitatea de energie captată de ecosistem, viteza fluxului în trecere de la un nivel trofic la altul, cantitatea și calitatea energiei stocată sub formă de biomasă și cantitatea de energie pierdută sub formă de căldură. Toate aceste caracteristici ale fluxului depind de organizarea ecosistemului, deci de caracteristicile structurale și funcționale ale biocenozei și ale biotopului. Din această cauză desfășurarea fluxului de energie diferă de la un ecosistem la altul și trebuie studiată în fiecare caz în parte.

Cercetarea fluxului de energie este de cea mai mare însemnătate științifică și practică, deoarece permite înțelegerea legităților productivității biologice, a factorilor de care depinde aceasta, deschide căile unei prognoze științifice a dinamicii resurselor biologice, a amenajării raționale și a protecției ecosistemelor. Nu întîmplător problemele legate de studiul fluxului de energie se află în centrul preocupărilor ecologiei moderne. Dar, aceste cercetări sînt dificile : un mare volum de muncă, colaborarea a numeroși specialiști, timp îndelungat, o bună bază materială de teren și experimentală. Din această cauză, pînă în prezent doar în cîteva ecosisteme în majoritatea acvatice, fluxul de energie a fost studiat cu suficientă precizie și profunzime.

Studiul fluxului de energie sau al bugetului energetic al unui ecosistem poate fi abordat în trei feluri.

1. Cercetarea bugetului energetic al fiecărei populații componente. Aceasta implică aplicarea metodelor de laborator pentru stabilirea schimburilor energetice ale fiecărei categorii de indivizi (în funcție de mărime,

vîrstă, sex) din componența fiecărei populații, confruntarea rezultatelor cu observațiile din teren și transpunerea lor în dinamica numărului și a structurii populației date în condiții naturale. Această abordare are o precizie mai mare decît altele dar necesită mult timp (ani de zile), un mare volum de muncă, ceea ce face practic imposibilă cercetarea cu aceeași profunzime a tuturor populațiilor. Din această cauză, puține populații au fost cercetate din acest punct de vedere.

2. Analiza fluxului de energie prin unele lanțuri trofice. În acest caz, numai anumite specii din nivelele trofice succesive sînt studiate din punctul de vedere al rolului lor în transferul de energie. Majoritatea speciilor rămîn necercetate. Chiar dacă fiecare dintre ele luată în parte nu are un rol ecologic semnificativ, luate împreună nu pot fi trecute cu vederea.

3. Determinarea fluxului de energie prin fiecare nivel trofic, luat în ansamblu. Acest mod de abordare este înlesnit în ecosisteme cît mai bine delimitate teritorial. De pildă, un lac, un sector al unei ape curgătoare, un ecosistem terestru delimitat de cumpăna apelor în cadrul unui bazin hidrografic etc. Sînt determinate intrările și ieșirile globale de energie în și din ecosistem. Intrările — prin energie solară, prin substanța organică din atmosferă, intrată în apa de precipitație, prin organisme ce imigrează în ecosistem. Ieșirile prin căldura degajată, prin scurgeri de ape, emigrări de organisme. Se consideră în mod obișnuit că imigrările și emigrările se echilibrează și de aceea rolul transportului biologic între ecosisteme în unele cazuri (mai ales în ecosistemele terestre) poate fi neglijat. În felul acesta poate fi estimat bugetul energetic al ecosistemului în ansamblu. Apoi se procedează la determinarea bugetului energetic al fiecărui nivel trofic luat în parte.

Această modalitate de abordare nu realizează precizia primelor două modalități în ceea ce privește cunoașterea rolului energetic al populațiilor sau a unor lanțuri trofice izolate, dar poate da o estimare de ansamblu corectă a rolului nivelelor trofice în desfășurarea fluxului de energie prin ecosistem și a bugetului energetic al acestuia.

Evident, și acest mod de abordare implică cercetări laborioase de durată, efectuate de colective de specialiști.

Înainte de a prezenta unele rezultate ale cercetărilor efectuate, vom înfățișa schematic desfășurarea generală a fluxului de energie printr-un ecosistem (fig. 40). Producătorii primari captează o parte din energia solară incidentă și o transformă în producție primară brută (PPB). O parte din aceasta din urmă, folosită pentru necesitățile vitale ale plantelor, este risipită în procesul respirației (R), o altă parte este acumulată în creșterea biomasei, constituind producția primară netă (PPN). Din aceasta, o parte este utilizată ca hrană de către consumatorii primari (C_1) (fitofagi), iar altă parte nefolosită de consumatori, după moartea plantelor, se transformă în detritus care este consumat (parțial sau total) de către detritofagi și descompunători.

Energia consumată de fitofagi parțial este consumată pentru activitatea lor și risipită sub formă de căldură în respirație (R_1), altă parte este eliminată sub formă de excrete și o parte este acumulată sub formă de biomasă, reprezentînd producția fitofagilor (P_1), care constituie sursa de hrană pentru consumatori secundari (carnivori) (C_2). Aceștia din urmă consumă o parte din hrana disponibilă, altă parte, sub formă de diferite deșeuri (exuvii, secreții etc.) sau cadavre, intră în alcătuirea detritusului.

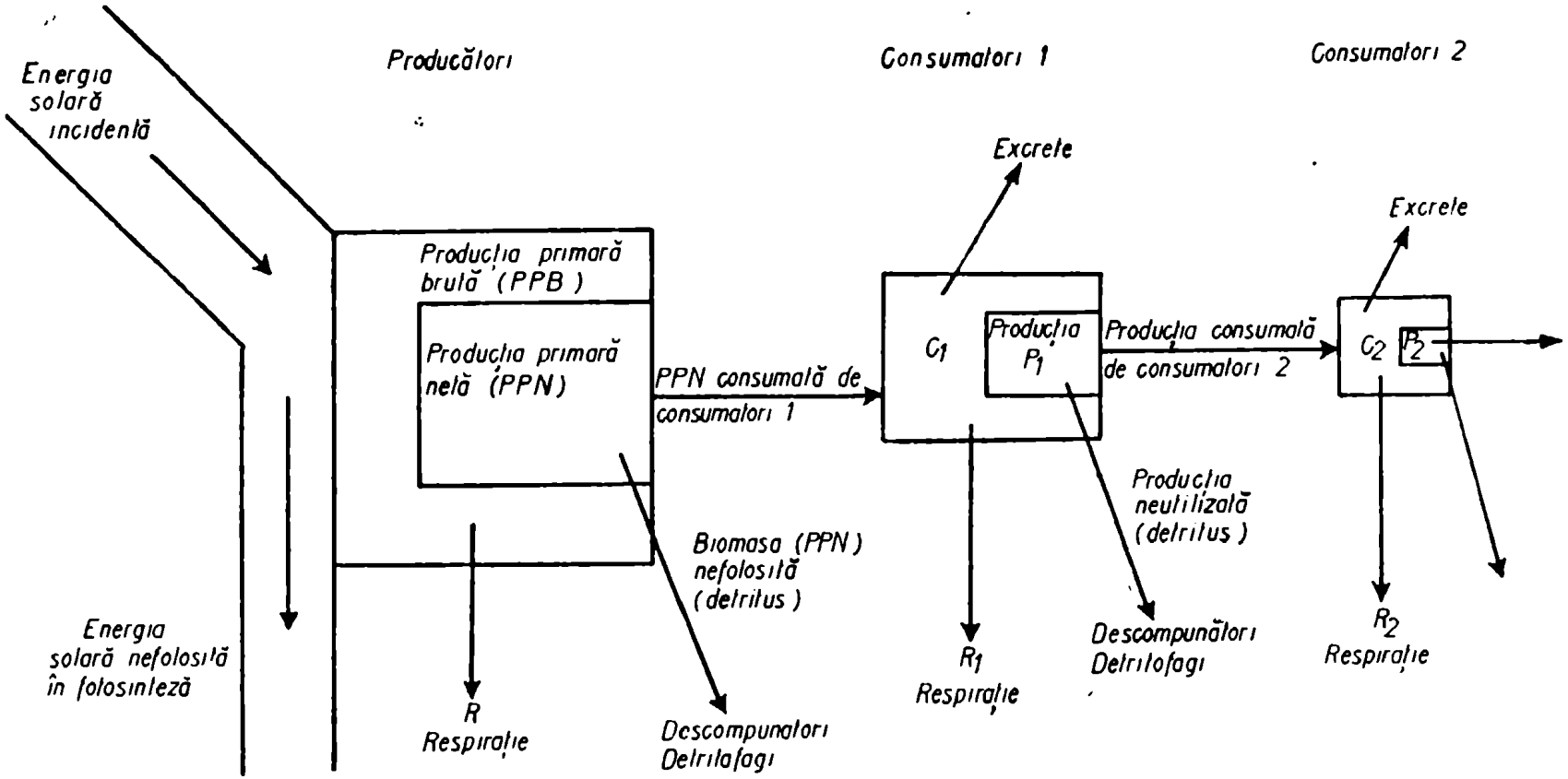


Fig. 40. Schema generală a fluxului de energie printr-un ecosistem.

©RodNaris 2013

În figura 41 este reprezentată schema fluxului de energie printr-un ecosistem acvatic (Teal, 1957).

În tabelele nr. 9 si 10 sînt prezentate sintetic rezultatele obținute în studiul fluxului de energie în șase din cele cîteva ecosisteme studiate pînă în prezent, în mod mai detaliat.

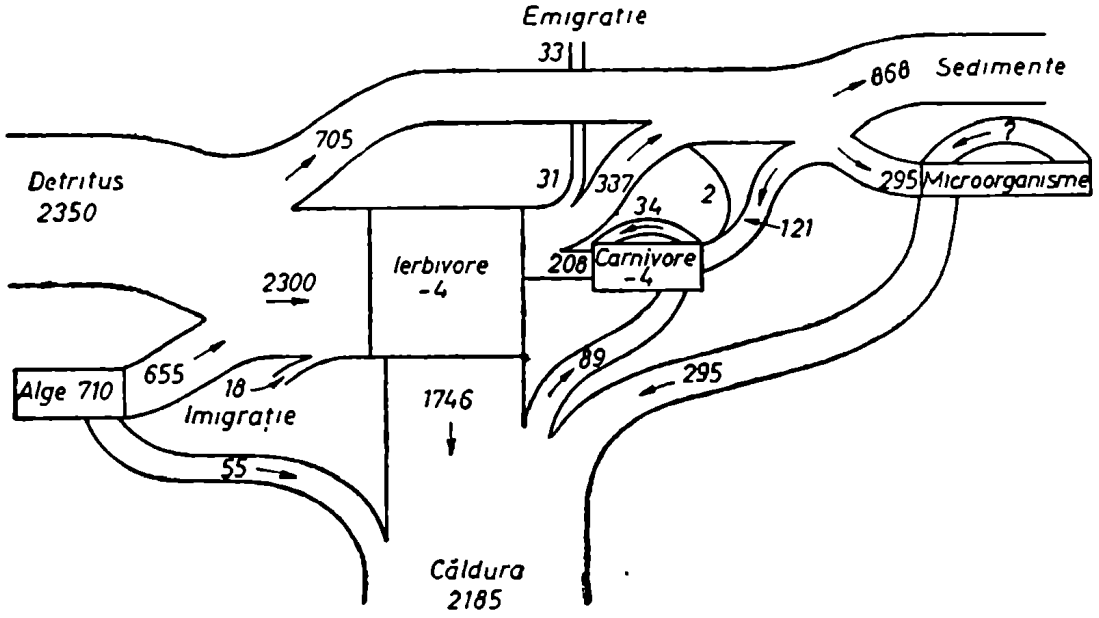


Fig. 41. Schema fluxului de energie din ecosistemul acvatic Root Spring. Valorile sînt în kcal/m²/an. Cifrele negative din dreptunghiuri indică schimbări în energia stocată. (După Teal, 1957).

În prima coloană din tab. nr. 9 sînt prezentate datele privind fluxul de energie din Lacul Cedar Bog (statul Minnesota, situat la vest de marile lacuri în S.U.A.). Cercetarea acestui lac reprezintă prima încercare de estimare cantitativă a fluxului de energie printr-un ecosistem și-i aparține lui R. Lindeman (1942).

În a doua coloană sînt rezultatele obținute de H. T. Odum (1957) în studiul fluxului de energie într-un alt ecosistem acvatic Silver Springs, situat în Florida (sud-estul S.U.A.), deci într-o zonă cu climă caldă.

Producătorii primari sînt reprezentați aici, nu prin fitoplancton (ca în lac) ci printr-o specie de *Sagittaria (S. lorata)* și prin alge din perifitonul de pe frunzele ei. Nivelul trofic al fitofagilor este reprezentat prin pești, moluște, broaște țestoase, crustacei, insecte. Nivelul carnivorelor — prin pești, insecte, celenterate.

În coloana a treia sînt rezultatele cercetării fluxului de energie în mlaștini sărate — ecosisteme caracteristice de pe coasta atlantică a S.U.A., care se întind din Carolina de Nord pînă în Florida. Biocenozele din aceste mlaștini sînt relativ sărace din cauza variațiilor puternice ale unor factori ca salinitatea apei, temperatura, expoziția — provocate de mareele oceanului.

Ca producător primar, rolul cel mai important îl are o specie de graminee caracteristică acestor zone — *Spartina alterniflora,* algele avînd un rol cu totul secundar.

Consumatorii primari, fitofagi și detritofagi, sînt reprezentați prin ortoptere și alte insecte, prin crabi, moluște și viermi, iar carnivorele prin păianjeni, păsări, odonate, crabi și un mamifer — *Procyon.* Fluxul de

TABEL 9

	Lacul Cedar Bog	Silver Spring	Mlaştina sărată din Georgia (S.U.A.)	Pădure
Energia solară incidentă S (kcal/mp/an)	1 188 720	1 700 000	600 000	1 254 000
Nivelul producătorilor primari				
Producţia primară brută (PPB) (kcal/mp/an)	1 113	20 810	36 380	10 400
Eficienţa PPB (PPB/S) în %	0,10	1,2	6,1	0,8
Pierderi prin respiraţie (R)	234	11 977	28 175	5 720
R/PPB (în %)	21	57,56	77	55
Producţia netă (PN_A)	874	8 833	8 205	4 680
Eficienţa PN_A (PN_A/PPB) în %	79	42,44	22,5	45
Descompunători şi detritus (în % din PN_A)	83	61,9		64,1
Nivelul fitofagilor				
Energia consumată (C_2) (kcal/mp/an)	148	3 368	767	
Eficienţa C_1/PN_A (în %)	16,8	38,1	9,3	
Respiraţia (R_1)	44	1 890	1 596	3 353
R_0/C_1 în %	29,7	56,12	77,7	
Producţia (P_1) kcal/m^2/an	104	1 478	171	
Eficienţa P_1 (P_1/C_1) în %	70,3	43,88	22,3	
Descompunători şi detritus (în % din P)	70			
Nivelul carnivorelor (Consumatori 2)				
Energia consumată (C_2) (kcal/m^2/an)	31	383	59	
Eficienţa C_2 (C_2/P_1) în %	29,8	27,3	39,5	
Respiraţia (R_2)	18	316	48	
R_2/C_2 în %	58,1	83	81,3	
Producţia (P_2) (kcal/m^2/an)	13	67	11	
Eficienţa P_2 (P_2/C_2) în %	41,9	18,6	18,6	
Nivelul consumatorilor 3				
Energia consumată (C_3) (kcal)/m^2/an)		21		
Eficienţa C_3 (C_3/P_2) în %		31		
Respiraţia R_3		13		
R_3/C_3 (%)		71,4		
Producţia (P_3) (kcal/m^2/an)		6		
Eficienţa P_3 (P_3/C_3) în %		28,6		

energie prin acest ecosistem, a fost studiat de Teal.

În coloana a patra sînt prezentate unele valori ale fluxului de energie printr-o pădure de foioase dintr-o zonă montană din New Hampshire S.U.A. (Gosz, Holmes, Likens and Bormann, 1978).

În tabelul nr. 10 şi în figura nr. 42 sînt prezentate rezultatele studiului fluxului de energie în trei ghioluri din Delta Dunării [1].

1) Studiul este sub tipar. El a fost efectuat de un colectiv de cercetători de la Institutul de Ştiinţe Biologice din Bucureşti şi de cadre didactice din Facultatea de Biologie, coordonat de N. Botnariuc.

TABEL 10

Fluxul de energie (în kcal/m²/an) în două ecosisteme acvatice din Delta Dunării : ghiolul Puiu şi Japşa Porcu (invadată de vegetaţie)

Energia solară incidentă S (kcal/m²/an)	Puiu 1 300 000	Porcu 1 300 000
Nivelul producătorilor primari		
Fitoplancton		
PPB	2 382	847
PN	1 906	678
Eficienţa $\frac{PNf}{S}$	0,15	0,05
Macrofite		
PPB	947	4 832
PN_m	758	3 866
Eficienţa PN_m/S	0,06	0,30
Producţia primară netă (Png) globală	2 664	4 544
Eficienţa PPng/S	0,21	0,35
Nivelul consumatorilor		
Zooplancton paşnic		
Producţia (P_p)	11,73	6,56
Eficienţa P_p/PNf	0,62	0,97
Zooplancton răpitor		
Producţia (P_r)	0,73	0,59
Eficienţa P_r/P_p	6,22	9,00
Detritus	30 758	37 935
Zoobentos		
Producţia (P_b)	143,6	41,8
Eficienţa P_b/detritus	0,47	0,11
Fauna fitofilă		
Producţia (P_{ff})	20,04	22,51
Eficienţa (P_{ff}/Phg	0,75	0,49
Peşti (producţia potenţială)	21 843	6,845

Analiza datelor din tabelele nr. 9 şi 10 permite desprinderea unor legităţi în desfăşurarea fluxului de energie prin diferite ecosisteme. Unele din aceste legităţi se desprind din compararea chiar a unor valori absolute de la nivele trofice succesive, dar mai elocventă este compararea unor eficienţe a proceselor.

1. Scăderea producţiei nete, pornind de la nivelul producătorilor primari către nivelele trofice superioare. Scăderea este atît de mare încît producţia unui nivel n este adesea mai mică decît 1/10 din producţia nivelului precedent n—1.

2. Creşterea cantităţii de energie risipită prin respiraţie. Această legitate se desprinde din analiza proporţiei dintre energia risipită în respiraţie (R) a unui nivel trofic dat faţă de producţia brută (sau energia hranei consumate) a aceluiaşi nivel, deci raportul R/PPB (pentru nivelul producătorilor primari) sau R/C (pentru nivelele consumatorilor).

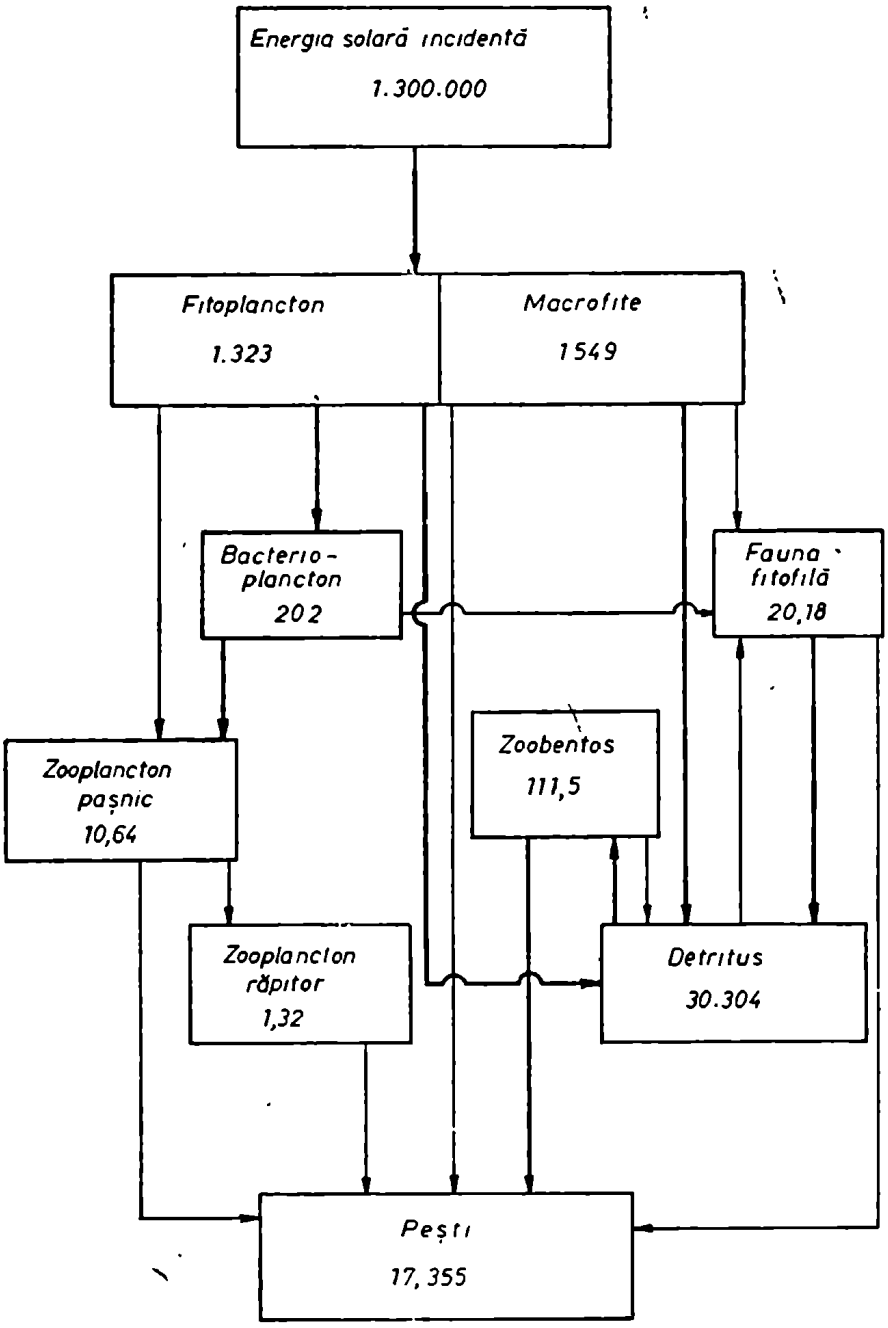


Fig. 42. Fluxul de energie prin ecosistemul ghiolului Roșu (Delta Dunării). Valorile sînt exprimate în kcal/m²/an.

Această proporție, exprimată în %, crește către nivelele trofice superioare. Este evident că această legitate este corelată cu prima și arată că, pe măsură ce trecem de la nivelul producătorilor către consumatori de rang tot mai înalt, o tot mai mare parte din energia asimilată este consumată pentru necesitățile proprii ale organismelor și deci o cantitate tot mai mică se acumulează în producție de biomasă disponibilă pentru nivelele trofice următoare.

Această legitate are o profundă semnificație biologică dacă ținem seama și de faptul că, pornind de la producători primari către consumatori de un grad tot mai înalt, crește, în linii mari și nivelul evolutiv al speciilor. Speciile mai evoluate desfășoară o activitate mai intensă și mai diversificată. Dacă examinăm mai de aproape formele activităților desfășurate de populații constatăm că, la grupele evoluate, se desfășoară ac-

tivități calitativ superioare. De pildă, la păsări și mamifere o proporție importantă de energie este cheltuită nu numai pentru căutarea și capturarea prăzii (la carnivori) dar mai ales pentru protecția, îngrijirea și educarea urmașilor.

De aici se vede că fluxul de energie prin ecosistem nu este doar un simplu transfer al energiei chimice de la un nivel trofic la altul, ci și un proces de schimbare a formelor de energie, apariția și dezvoltarea unor forme superioare de energie ca, de pildă, energia nervoasă, energia psihică.

3. Creșterea eficienței utilizării (consumului) energiei (hranei) disponibile.

Datele din tabelele nr. 9 și 10 arată că, la nivelul producătorilor primari, această eficiență exprimată prin raportul PPB/S (unde S este energia solară incidentă) este foarte mică variind între 0,10% în lacul Cedar Bog și 6,1% în mlaștina sărată din Georgia. La nivelele consumatorilor, această eficiență este exprimată prin raportul dintre energia hranei consumate la un nivel n, față de producția netă a nivelului precedent n—1 deci C_n/P_{n-1} și valoarea ei (în %) crește sensibil (cu unele excepții) o dată cu creșterea rangului consumatorilor.

CIRCULAȚIA MATERIEI ÎN ECOSISTEME

Circulația substanțelor într-un ecosistem este dependentă (cantitativ și calitativ) de structura biocenozei și a biotopului, mai ales de structura trofică, deoarece lanțurile trofice reprezintă căile principale ale circuitului biogeochimic. Energia solară fixată de ecosistem (prin producătorii lui primari) este cea care pune în mișcare circuitul biogeochimic.

Vom deosebi aici două aspecte ale circuitului materiei : cicluri biogeochimice locale și cicluri biogeochimice globale.

Primele reprezintă cicluri biogeochimice din ecosisteme concrete, deci locale. Ele se desfășoară într-un mod specific fiecărei categorii de ecosisteme (de apă dulce, stătătoare sau curgătoare, forestiere, ierboase, de mlaștină, marine etc.) iar în cadrul fiecărei categorii este specific chiar fiecărui ecosistem.

Pentru a înțelege acest specific nu trebuie uitat faptul că rețeaua trofică nu este o structură rigidă și imuabilă, ci dinamică și activă. Elementele ei componente — populațiile au o structură și funcționare care se modifică în spațiu și în timp, influențind desfășurarea circuitelor biogeochimice. Migrațiile verticale ale zooplanctonului, migrațiile pe orizontală ale stolurilor de pești, trecerea unui mare număr de larve de insecte, crustacei și a altor grupe de la viața planctonică la cea bentonică pe parcursul dezvoltării lor, reprezintă din punctul de vedere al circulației substanțelor, deplasări masive de nutrienți, dintr-un loc în altul.

Răscolirea sedimentelor de către numeroase populații bentonice (larve de insecte, moluște, viermi, crustacei) a solului (fauna solului), mărunțirea particulelor nutritive, a nămolului, a solului de către organisme variate influențează viteza de mineralizare (proporțional cu raportul dintre suprafață și volum) și sporirea accesibilității nutrienților pentru producătorii primari (Kitchell, O'Neill și alții, 1979). Circuitul substanțelor dintr-un ecosistem dat apare astfel, ca rezultanta acestor interacțiuni dinamice între componenții biocenozei și între ei și biotop. În această interacțiune un rol important îl are nu numai cantitatea de substanțe consumate, ci și comportamentul specific populațiilor ca și ciclurile lor vitale.

Ciclurile biogeochimice globale reprezintă rezultanta activităţii tuturor ecosistemelor de pe glob, deci a întregii ecosfere. Ele reprezintă mecanismele esenţiale de funcţionare ale ecosferei.

Din această cauză, aici vom examina unele cazuri din prima categorie, a ciclurilor biogeochimice locale, pentru a vedea mecanismele concrete care determină aceste procese, precum şi semnificaţia lor.

Ciclurile biogeochimice globale le vom examina în capitolul consacrat ecosferei.

CIRCUITUL BIOGEOCHIMIC AL UNOR NUTRIENŢI ÎN LACURI

Fosforul este unul din nutrienţii principali.

În lacuri, acest element ca şi alţi nutrienţi, este adus sub formă de compuşi cu apele afluenţilor lacului, provenind fie din dezagregarea rocilor eruptive (apatita), fie din îngrăşăminte, administrate pe terenurile agricole din bazinul de alimentare al lacului sau din scurgeri menajere.

Apele de precipitaţie, de asemenea, pot avea un rol important ca sursă de fosfor şi de alţi nutrienţi. Cercetări efectuate timp de 3 ani (1973—1975) în zona lacului Goczalkowice (Cehoslovacia) au arătat că apele de precipitaţie aduc în lac anual 0,23 kg/ha fosfor, 13,2 kg/ha azot, ceea ce reprezintă 11,2% şi respectiv 9% din aceşti nutrienţi din alte surse. Pe lîngă aceste două elemente de bază, cu apele de precipitaţie pătrund şi alte elemente. Astfel, în lacul menţionat, în timp de 3 ani, cu apele de ploaie au pătruns (în kg/ha) Ca — 24,06 ; Mg — 11,54 ; K — 3,44 ; Na — 3,39 (Kasza, 1979). Dacă ţinem seama de cantitatea de precipitaţii căzute nu numai pe suprafaţa lacului, ci în bazinul său de alimentare, atunci rolul acestui aport de nutrienţi devine şi mai apreciabil.

O altă sursă apreciabilă de P şi de alţi nutrienţi în unele lacuri o reprezintă peştii ce migrează în ele din mări şi oceane. Astfel, salmonidele care migrează din Pacific în lacurile din Camceatca, introduc, prin corpurile lor 26—40% din totalul fosforului acestor lacuri. În ultima vreme, scăzînd cantitatea de salmonide din Pacific în urma pescuitului intens, a scăzut şi intrarea de P — PO_4 în lacuri de la 7 la 1 mg/m^3, ceea ce reprezintă în prezent doar 5% din cantitatea generală de fosfaţi ce intră în lac din diferite surse. Urmare — scăderea bruscă a productivităţii anuale : producţia primară a scăzut cu 20% (de la 3 010 la 2 435 kcal/m^2/an), a zooplanctonului cu 30% (de la 400 la 280 kcal/m^2/an), a peştilor planctonofagi cu 45% (de la 67 la 37 kcal/m^2/an), a peştilor răpitori cu 60% (de la 7 la 3 kcal/m^2/an). Deci, ca urmare a unui pescuit oceanic intens se înregistrează o oligotrofizare a lacurilor (Krokhin, 1975).

În apa lacurilor compuşii fosforului se găsesc atit în stare solubilă cît şi în particule de suspensii din seston, atît anorganice cît şi organice.

În stare solubilă aceşti compuşi sînt fie sub formă de ioni ai acidului ortofosforic (H_3PO_4) — aşa-numitul fosfor mineral — fie sub formă de compuşi organici în care intră şi fosforul — aşa-numitul fosfor organic.

În apa lacurilor ionul HPO_4^{--} este cel mai răspîndit, $H_2PO_4^-$ este în cantitate mai mică, iar PO_4^{---} este şi mai puţin. Proporţiile lor depind de *p*H-ul apei (tabelul nr. 11, după Alekin, 1953).

Deoarece o bună parte a fosforului tinde a fi încorporată în organisme sau fixată pe suspensii, se apreciază că maximum 10% din fosforul total se află dizolvat ca fosfor mineral şi 25—30% ca fosfor organic.

Proporţia ionilor acidului fosforic în apă, în funcţie de *p*H

(în % dintr-un mol)

Forme ale acidului fosforic	*p*H							
	5	6	7	8	8,5	9	10	11
H_3PO_4	0,1	0,01						
H_2PO_4	97,99	83,63	33,90	4,88	1,60	0,51	0,05	—
$H PO_4$	1,91	16,32	66,10	95,12	98,38	99,45	99,59	96.53
PO_4	—	—	—	—	0,01	0,04	0,36	3.47

Odată ajuns în apa lacului, fosforul mineral dizolvat intră în circuitul biogeochimic al ecosistemului, circuit alcătuit de fapt din două cicluri interconectate (fig. 43) (Golterman, 1975) : un circuit biologic, determinat de metabolismul algelor fitoplanctonice şi al animalelor şi un circuit geochimic determinat de interacţiunea sedimentelor cu compuşii fosforului din apă.

Circuitul biologic începe prin asimilarea de fosfaţi (PO_4—P) de către algele planctonice. După moartea algelor, majoritatea substanţelor organice sînt repede mineralizate, chiar în epilimnion, iar în sedimentul lacului ajunge o cantitate mică odată cu celulele algale moarte. Fosforul organic eliberat din alge şi dizolvat în apă în mare parte este adus la fosfor mineral (PO_4—P) prin acţiunea bacteriilor şi poate fi din nou asimilat de către alge. Acest circuit este rapid, durata lui variind cam între 10 zile

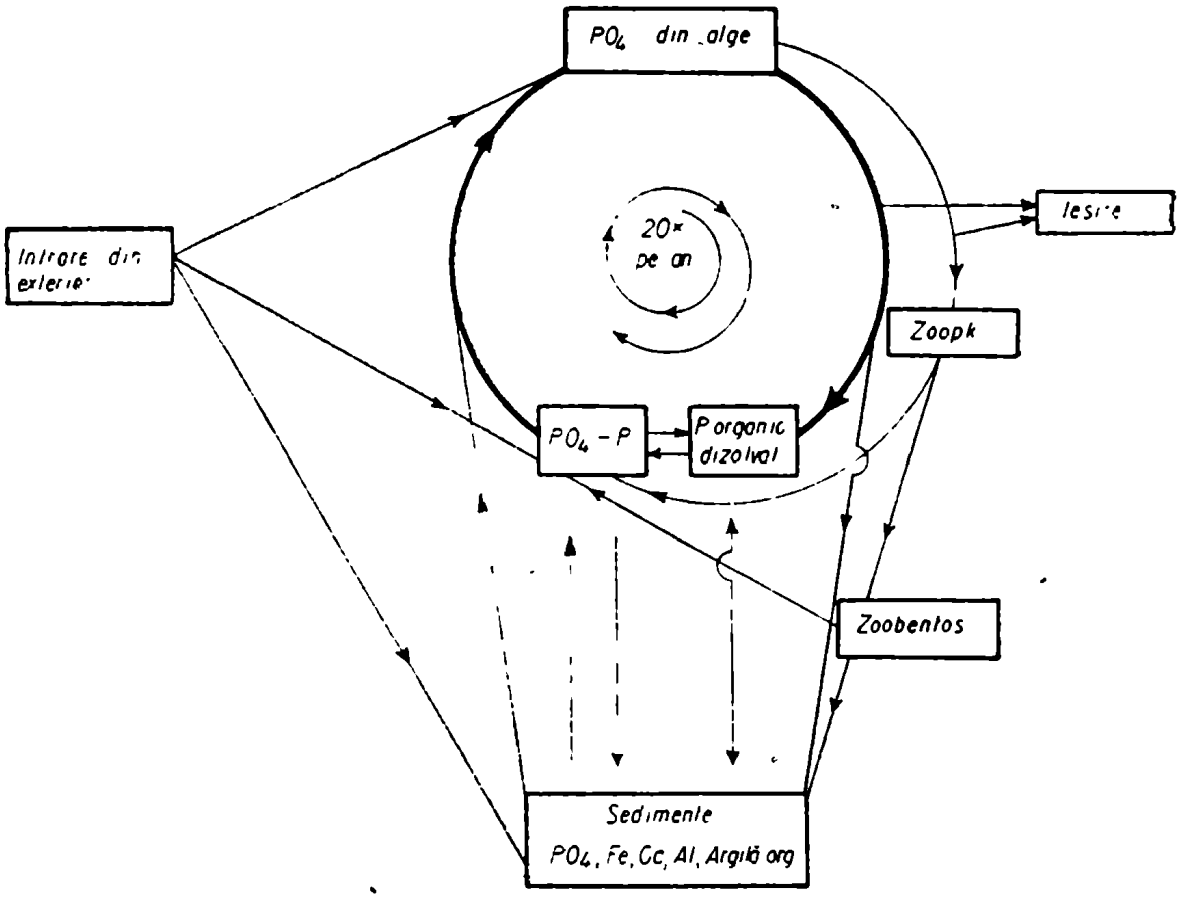


Fig. 43. Circuitul fosforului în lacuri. (După Golterman, 1975, cu modificări).

(vara) și 30 zile (iarna), reciclarea producîndu-se cam de 20 ori pe an (Golteman, 1975). O altă parte a fosforului din alge, ajunsă cu celulele moarte pe fundul lacului, intră în ciclul geochimic fiind inclus în compuși humici, stabili cu P și Fe, sau cu fosfat de Fe și Ca, sau adsorbit de particule de argilă, mai ales. Mai trebuie menționat că algele sînt consumate de animale : algele din fitoplancton reprezintă o sursă de hrană pentru zooplancton filtrator, iar cadavrele algelor ajunse pe fund — hrana pentru unele animale bentonice (ex. larve de chironomide). Atît zooplanctonul (ex. cladoceri) cît și animale bentonice (ex. larve de chironomide), prin excreţiile lor, eliberează în apă o parte din fosfor mineral care poate intra în circuit prin asimilare de către alge.

Ciclul geochimic este mult mai încet, de mai lungă durată decît cel biologic.

O etapă a acestui ciclu, după cum s-a arătat mai sus, este legarea în sedimente a unei părți a fosforului provenit din alge, animale sau din compuși dizolvați. La aceste surse trebuie adăugată și fixarea unei părți a fosforului intrat prin scurgeri în ecosistem.

Compușii fosforului legați în sedimentele lacului sînt scoși din circuit pentru un timp mai mult sau mai puțin îndelungat, aceasta depinzînd de trăsăturile caracteristice fiecărui ecosistem. De pildă, în condițiile unui hipolimnion lipsit de oxigen, compuși ai fosforului din sedimente, pot trece din nou în soluție și reutilizați de către alge. Din contra, în condițiile unui hipolimnion bine oxigenat sau în lacuri de mare adîncime, fosforul din sedimente nu mai revine în soluție.

În ape puțin adînci, fosforul sedimentat poate fi extras de unele alge, bacterii, și aceasta, desigur, în anumite condiții. De pildă, experiențele arată că $FePO_4$ poate fi folosit de diatomee, de *Scenedesmus*, dacă valoarea *p*H-ului se menține în jurul lui 8. Și fosforul din nămol poate reprezenta o sursă utilizabilă de unele alge. Dacă însă sedimentele sînt alcătuite din argilă curată, care încorporează fosfații, aceștia nu mai pot fi extrași. În asemenea ape, chiar dacă intrările de fosfor sînt abundente, în apă se constată carența acestui element.

Dacă ținem seama de faptul că, atît cantitatea algelor (numărul de specii, numărul (biomasa) indivizilor) cît și calitatea lor (componența pe specii) nu sînt constante, ci au o anumită dinamică, înregistrînd variații sezoniere importante, ca și numărul consumatorilor lor, că natura sedimentelor se poate modifica în timp și spațiu, ca și alte condiții corelate cu aceste schimbări (oxigenarea, temperatura, *p*H, concentrația sărurilor, circulația apei etc.), atunci apare clar că circuitul fosforului nu reprezintă un transfer uniform și continuu de la alge la mediu (apă, sedimente) și înapoi către alge. De pildă, în perioadele de înmulțire rapidă a algelor, tot fosforul din apă poate fi extras și încorporat în alge. Concentrația lui în apă va crește din nou, în perioada următoare, cînd ritmul de înmulțire va scădea iar ritmul mineralizării cadavrelor va deveni mai intens. Atunci va crește și ritmul, ca și cantitatea fixării fosforului în sedimente.

Dat fiind ritmul neuniform al circulației fosforului și dependența lui de numeroși factori, concentrația fosforului în apă la un moment dat, luată adesea drept criteriu pentru aprecierea capacității productive a apelor, de fapt nu este semnificativă pentru acest proces. Astfel, o concentrație scăzută a fosforului în apă se poate datora la două cauze, în esență diferite : pe de o parte se poate datora carenței generale a fosforului în ecosistem care desigur duce la o slabă capacitate productivă, determinînd

caracterul oligotrof al apei. Pe de altă parte, ea se poate datora unei circulații biologice rapide a fosforului, care îndată ce apare în apă, ca rezultat al mineralizării, chiar în concentrații foarte mici, este absorbit de alge. Un asemenea sistem poate fi foarte productiv fără a avea în apă o concentrație mare de fosfor. Apare clar că semnificația mai mare și mai certă pentru aprecierea productivității unei ape o are rata reciclării fosforului decît concentrația lui în apă la un moment dat.

Concluzia generală care se poate desprinde din analiza circuitului fosforului este că acest proces este rezultatul unor interacțiuni complexe atît între componenții biologici (structura fitoplanctonului, a consumatorilor lui), cît și între aceștia și factorii biotopului (factorii fizici și chimici ai apei, ai sedimentelor), deci este rezultatul activității întregului ecosistem. Deoarece în fiecare ecosistem structura și funcționarea componentelor lui au trăsături proprii, caracteristice, expresie a integralității sistemului, rezultă că și circuitul fosforului (ca dealtfel și al altor elemente) va avea trăsături proprii, caracteristice, a căror extrapolare neatentă la alte ecosisteme este riscantă.

Azotul

Intrările de azot în apa lacurilor se produc pe mai multe căi și sub diferite forme :

— N_2 atmosferic, se dizolvă în apă unde, aflat în echilibru cu cel atmosferic, ajunge la circa 15 mg/l, la 20 °C.

— Oxizi de azot care apar în atmosferă în urma descărcărilor electrice, sînt antrenați de precipitații și ajung la suprafața pămîntului, putînd depăși 1 mg/l apă de precipitații (Vezi capit. privitor la circuitul substanțelor în ecosistemele terestre).

— Din apele de alimentare ale lacurilor (afluenți, scurgeri de pe suprafața bazinului de alimentare) care transportă azotul sub formă de NH_3 (compuși amoniacali), NO_3 (azotați) și N organic (dizolvat sau din detritus organic).

Odată ajuns în apa lacului, azotul intră în circuitul biogeochimic al lacului pe mai multe căi :

— *Azotul liber* dizolvat poate fi parțial fixat de către unele alge sau bacterii și transformat în azot organic (încorporat în structura mai ales a aminoacizilor).

Cantitatea de N fixată pe această cale poate fi considerabilă iar un rol important în acest proces îl are microflora epifitică. De pildă, cercetări făcute în mai multe lacuri eutrofe din S.U.A. (Itaca) au arătat că fixarea N este corelată direct cu cantitatea de microfloră epifitică de pe *Myriophyllum, Elodea, Chara* și alte macrofite. Din această microfloră de pe *Myriophyllum spicatum,* fixatorul principal îl reprezentau specii ale g. *Gloeotrichia,* apoi o serie de bacterii fotosintetizante — ca *Rhodospirillum palustris* și *Rh. gelatinosa.* Valoarea maximă a fixării N se produce în cursul lunilor de vară, în orele de după amiază (între 12 și 18) [1], ajungînd

[1] Studiul concomitent al fixării C (în fotosinteză) și a N a arătat că ambele procese depind de condițiile de iluminare. Între cele două procese are loc competiția pentru utilizarea compușilor reducători necesari în fixarea ambelor elemente. Scăderea intensității competiției se produce, de pildă la Anabaena, prin optimizarea fixării C în orele de dimineață datorită sensibilității mai mari a procesului la creșterea conținutului de O_2 din apă. În orele de după amiază, o parte din substanțele reducătoare sînt utilizate pentru fixarea N (Pearl, 1979).

la 0,15—0,60 nM/1 mg frunze/oră. Cantitatea de N fixată anual de către microflora epifitică ajunge la 7,5—12,5 micrograme N la 1 g de biomasă a macrofitelor, ceea ce e considerabil în comparaţie cu cantitatea globală de intrare a N în plante (R. Finke Linda, Seeley jr., 1978).

— Din compuşii azotului intraţi cu apele de alimentaţie a lacului o parte (N amoniacal şi NO_3) este utilizată de alge ; o altă parte a acestor compuşi, ca şi azotul organic, intră în circuitul bacterian şi o parte poate fi fixată în sedimente (de pildă în compuşi humici).

Desfăşurarea circuitului N în apa lacului este înfăţişată în figura 44 (după Golterman, 1975).

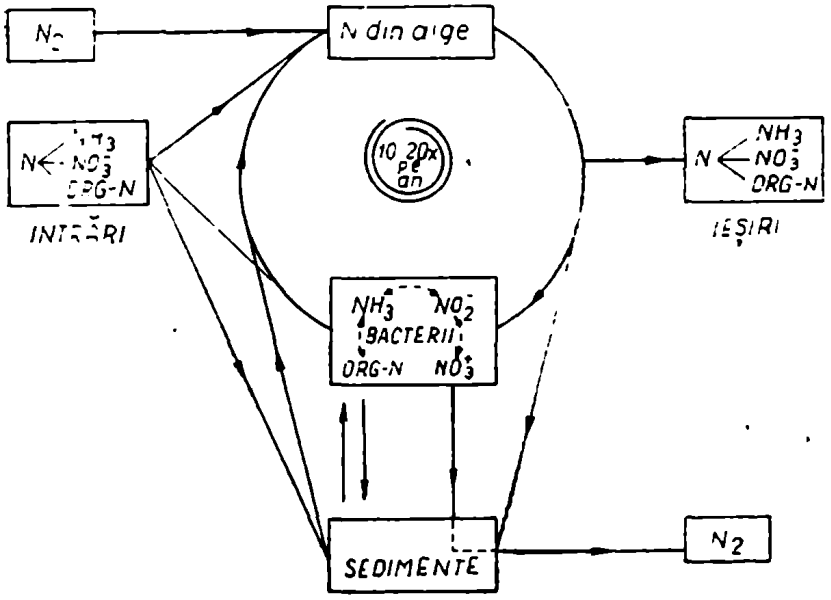


Fig. 44. Circuitul azotului în lacuri. (După Golterman, 1975).

După cum s-a văzut, algele pot utiliza azotaţi (NO_3) şi săruri amoniacale (NH_3) iar o serie de cianoficee pot fixa şi N liber din apă. Utilizarea fiecăreia din aceste trei surse se produce în dependenţă de anumite condiţii. Pentru majoritatea grupelor de alge, NO_3 şi NH_3 reprezintă sursa de azot. Din aceşti doi compuşi sînt consumaţi în primul rînd cei amoniacali. Cînd se epuizează aceşti din urmă compuşi sînt consumaţi şi azotaţii. Mecanismul acestei succesiuni în consumul celor doi compuşi constă în inhibarea de către NH_3 a enzimei nitrat-reductaza, care permite utilizarea azotaţilor şi care redevine activă după epuizarea NH_3.

Fixarea azotului liber poate fi efectuată de o serie de cianoficee şi se produce atunci cînd în apă se produce lipsa de NH_3 sau NO_3.

Pe lîngă cianoficee, N liber este fixat şi de unele bacterii facultativ anaerobe ca *Azotobacter* şi *Clostridium,* iar eficienţa fixării creşte cu descreşterea concentraţiei de O_2 din apă.

Azotul total asimilat de alge reprezintă cam 13% din greutatea uscată a algelor : 10% fiind azotul din aminoacizi şi 3% azotul din alte substanţe organice.

După moartea algelor, cea mai mare parte a azotului organic intră în circuitul bacterian, iar o altă parte poate ajunge în sedimente.

În circuitul bacterian azotul aminoacizilor este mineralizat pînă la amoniac :

$$R—CHNH_2—COOH + H_2O \rightarrow R—CHOH—COOH + NH_3.$$

Nu trebuie uitat că bacteriile care participă la mineralizarea compușilor organici ai azotului o fac cu dublu rost — ca sursă de N pentru sinteza propriilor substanțe proteice și ca sursă de energie necesară pentru reducerea CO_2. Pe cale experimentală s-a putut arăta (Golterman, 1975) că doar 50—75% din compușii azotului organic sînt convertiți în NH_3, restul fiind folosit pentru procurarea energiei. Procesul mineralizării compușilor azotului nu se oprește aici. NH_3 este oxidat pînă la NO_2 iar acesta pînă la NO_3 — formă sub care poate fi folosit din nou de alge, pentru a fi transformat în substanță organică. Trebuie subliniat că toate fazele transformărilor bacteriene ale compușilor azotului sînt reversibile, iar sensul desfășurării lor depinde de o serie de factori, mai ales de concentratia oxigenului.

Din acest circuit biologic, algal și bacterian, se produc și pierderi de N. O parte din compuși trec în sedimente sub formă de compuși humici sau sub formă de detritus organic dus de afluenți.

Afluenții lacului antrenează, de asemenea, o parte din substanțe azotoase și chiar de organisme (alge, bacterii), ceea ce reprezintă o pierdere pentru ecosistemul lacustru. O parte din azotul sedimentelor se poate pierde prin procesul de denitrificare determinat, de asemenea, de unele grupe de bacterii (*Pseudomonadaceae*) :

$$4\,NO_3^- + 5\,C \rightarrow 2\,CO_3^{--} + 2\,N_2 + 3\,CO_2.$$

În anumite condiții, o parte din N sedimentelor poate fi reantrenat în circuitul bacterian și algal. Circuitul algal și bacterian determină reciclarea azotului (turnover), circa 10—20 ori pe an.

CIRCUITUL SUBSTANȚELOR ÎN ECOSISTEMELE TERESTRE

Ecosistemele terestre sînt mult mai puțin studiate decît cele acvatice, din punctul de vedere al circulației substanțelor, iar cele mai multe studii se referă la ecosistemele forestiere, pe care le vom utiliza pentru ilustrarea procesului de transfer material.

Între ecosistemele terestre și cele acvatice există două deosebiri importante în privința modului de desfășurare a circuitului material. În primul rînd este faptul că circuitul apei în ecosistemele terestre reprezintă substratul material al circuitului majorității elementelor minerale, ea fiind transportorul acestor elemente. În al doilea rînd, este faptul că în circuitul acestor elemente are loc o importantă stocare (acumulare) a unor elemente nutritive în țesuturile mecanice de lungă durată ale plantelor — fenomen deosebit de accentuat în ecosistemele forestiere : reciclarea elementelor (turnover-ul) la plantele lemnoase fiind mult mai lentă decît la cele acvatice (vezi pag. 167).

CIRCUITUL APEI

Dacă într-o pădure de foioase din zona temperată, cantitatea de precipitații este de 8 000 m^3/ha/an, 15% din această cantitate este reținută pe suprafața plantelor și restituită atmosferei prin evaporare. Din restul apei care ajunge pe solul pădurii, 5% se scurge, iar 15% se infiltrează în subsol alimentînd pînza freatică. Solul reține 65% (5 200 m^3) din totalul precipitațiilor. Din această cantitate 3 500 m^3 sînt restituiți atmosferei prin transpirația plantelor, iar 800 m^3 sînt restituiți prin evaporare de pe

sol. Din apa absorbită de plante, numai circa 15—20 m^3 intră în structura producției primare nete. În lemnul și coaja plantelor se stochează circa 1 600 m^3 (Doniță și colab., 1977).

Cantitățile și proporțiile menționate diferă la diferite ecosisteme, în dependență de climă, relief, structura (componența specifică) pădurii. Astfel, în jnepenișurile din țara noastră, situate la limita superioară a pădurilor de molid, cantitatea medie anuală de precipitații este de circa 7 000 mc/ha/an, din care circa 50% este reținut de jnepenișuri, restul revenind evaporării, transpirației și infiltrării în sol. Prin această capacitate remarcabilă de reținere a apei, jnepenișurile joacă un rol important de protecție a pădurilor situate mai jos, a solului, a apelor (Spîrchez și colab., 1977).

Ca urmare a particularităților structurale și funcționale ale ecosistemelor forestiere, circuitul apei capătă o serie de trăsături caracteristice (după Doniță și colab., 1977) :

— viteza mare a circuitului datorită absorbției și transpirației foarte intense ;

— reținerea, în ecosistem a unei mari cantități de apă (150—600 m^3/ha) care este de 6—25 ori mai mare decît apa reținută în pajiști ;

— scurgeri de suprafață reduse (în medie 5%) față de cele din alte ecosisteme terestre (50% în pășuni). În schimb crește cantitatea de apă ce se infiltrează, avînd un dublu efect — reducerea eroziunii solului și alimentarea pînzei freatice ;

— menținerea umidității atmosferei prin evaporare și transpirație intense.

CIRCUITUL NUTRIENȚILOR

Intrările de nutrienți în ecosistemele terestre, în general, se fac prin atmosferă, precipitații, aerosoli și prin dezagregarea mineralelor din roca mumă. În agrosisteme îngrășămintele administrate reprezintă o sursă importantă de nutrienți.

Cantitatea de nutrienți adusă de precipitații reprezintă o sursă importantă de săruri minerale (tabelul nr. 12).

TABEL 12

Conținutul mediu al ionilor în precipitații pe teritoriul U.R.S.S.
(din Alekin, 1953)

Ioni	Cantități în kg ha an
Cl^-	44
SO_4^{--}	74
HCO_3^-	147
NO_3^-	13,7
Na^+	41,3
Ca^{++}	38,8
Mg^{++}	14
NH_4^+	1,7

Poluarea atmosferei prin emisiuni de gaze de către industrie duce la creşterea considerabilă a cantităţii de ioni antrenaţi de precipitaţii, după cum se vede din tabelul nr. 13.

TABEL 13

Conţinutul de ioni din precipitaţii (în microechivalenţi/l) în unele zone din nordul şi vestul Europei (după Likens şi colab., 1979)

ioni	Suedia de nord (interiorul uscatului), zona nepoluată	Irlanda de vest, zona de coastă nepoluată	Norvegia de sud. Interiorul uscatului. Zona poluată	Norvegia de sud. Zona de coastă poluată
Cl^-	10	1 026	11	574
SO_4	29	131	52	164
HCO_3	6	21	0	0
NO_3	0	1	26	54
Na^+	7	930	9	480
Ca^{++}	35	76	8	45
Mg^{++}	8	216	4	132
NH_4^+	0	1	21	48

La noi în ţară, măsurătorile făcute în zona Cluj-Napoca şi Turda (1961—1963) arată că prin precipitaţii sînt introduse în sol 5 kg azot/ha/an (din Puia şi colab., 1978). În Suedia 2 kg/N_2O_5/ha/an, 6 kg NH_3/ha/an, în Venezuela 0,5 azot/ha/an, în Japonia 16,7 kg N/ha/an.

Ieşirile (pierderile) de nutrienţi din ecosistem se produc prin scurgerile apei de suprafaţă şi subterane (apa de infiltraţie) care antrenează o parte din săruri minerale din litieră şi din sol, prin evaporarea NH_3 din excretele copitatelor şi prin denitrificare.

Raportul dintre intrările substanţelor minerale din sol în plante (prin absorbţie) şi restituirea lor prin spălare de pe frunze (prin apa de precipitaţii) şi prin formarea litierei (din frunze şi ramuri căzute) variază în dependenţă de stadiul succesional al ecosistemului, de anotimp şi de structura biocenozei.

În pădurile tinere din zona temperată, aceste două procese nu se echilibrează. Pădurea fiind în creştere, biomasa ei sporeşte acumulînd o proporţie importantă (0,1—0,5) din totalul nutrienţilor din sol.

Echilibrarea se produce mai bine în pădurile mature (faza de climax) în care nu mai are loc un spor semnificativ de biomasă.

În zonele cu variaţii sezoniere ale climei se produc şi importante variaţii ale circuitului, în funcţie de anotimp. Valorile maxime de intrare (absorbţie) a elementelor în plante au loc primăvara şi vara, cînd şi mineralizarea litierei se produce mai activ. Primăvara şi la începutul verii în frunze se acumulează mai mult N, P, K, în timp ce acumulările maxime de Ca se produc mai tîrziu.

În toamnă, înainte de căderea frunzelor, o proporţie importantă de elemente sînt retrase din frunze şi se depozitează în trunchiuri şi rădăcini. Toamna, căderea frunzelor duce la formarea litierei şi deci la acumularea nutrienţilor în sol.

În zona ecuatorială, fără variații sezoniere, circuitul nutrienților are unele trăsături caracteristice. Cea mai importantă dintre ele este viteza crescută a reciclării elementelor.

Temperatura ridicată tot timpul anului, ploile abundente, determină o intensă activitate a microorganismelor — cu descompunerea rapidă a litierei, ceea ce nu permite acumularea nutrienților în sol. Din aceleași motive se produce o dezagregare mai energică a mineralelor din roca mumă și o rapidă spălare a lor de către apele de infiltrație și scurgere subterană. Rezultatul acestor procese este cantitatea scăzută de nutrienți din soluri. Răspunsul plantelor la aceste condiții este creșterea vitezei de absorbție a nutrienților și, în general, a circulației nutrienților.

Acumularea scăzută din solurile pădurilor ecuatoriale se poate vedea comparînd masa organică (necromasa) a litierei cu biomasa frunzelor (pe seama căreia se formează litiera). În pădurile zonei temperate acest raport variază de la 5 : 1 la 10 : 1, în timp ce în pădurea ecuatorială este doar 1 : 1 — deci practic se descompune tot ce cade pe sol, nepermițînd acumularea.

Cantitatea de nutrienți minerali din sol influențează în mod profund structura și funcționarea pădurilor ecuatoriale umede, determinînd trăsături specifice, caracteristice diferitelor zone. Sînt foarte puține studii complete asupra modului de desfășurare a ciclurilor biogeochimice în aceste ecosisteme. Unul din asemenea studii efectuat în cadrul programului „Om—biosferă" este în curs de desfășurare în bazinul Amazoanelor, în zona între Rio Negro și Orinoco și vom folosi pentru ilustrare unele rezultate parțiale publicate recent (Herrera et al., 1981). Caracteristica locală o constituie faptul că masivul păduros studiat este situat pe un sol nisipos, sărac, cu slabă capacitate de retenție a nutrienților. Determinările efectuate privind Ca, K, Mg, arată că fracțiunea minerală a solului cuprinde sub 8% din totalul acestor elemente din ecosistem, restul de peste 22% este cuprins în părțile vii și în detritus. În alte păduri tropicale, pe soluri mai bogate, raportul este inversat. Ca urmare, era de presupus că ecosistemul studiat posedă mecanisme structurale și fiziologice particulare și eficiente, permițînd absorbția și reciclarea rapidă a nutrienților acumulați în biomasă, devenind într-un fel independent de rezervele din sol.

Au fost relevate cîteva asemenea mecanisme. Astfel, rădăcinile cu vîrfuri crescînd în sus se interpătrund cu litiera și prin simbioză cu micorize se produce transferul direct al nutrienților din litieră în rădăcini.

Structura frunzelor este de așa natură încît permite utilizarea eficientă a nutrienților, retragerea lor în tulpini înainte de căderea frunzelor, iar conținutul mare de polifenoli și natura coriacee a lor reduce consumul de către fitofagi. Țesuturile mecanice dezvoltate încetinesc ritmul de descompunere a frunzelor căzute și astfel reduc pierderile de nutrienți prin spălare.

Structura multistratificată a pădurii, precum și activitatea microorganismelor și a epifitelor de pe suprafețele expuse, formează un filtru care absoarbe foarte eficient nutrienții din apele de precipitație — principala intrare de nutrienți în ecosistem. În același timp are loc fixarea azotului atmosferic pe interfața rădăcini-humus-sol, pe suprafața scoarței și a frunzelor arborilor.

Toate aceste trăsături pot fi privite ca veritabile adaptări ale ecosistemului ca întreg și care-l fac mai dependent de precipitații (sursa de apă

și nutrienți) și de circulația internă a nutrienților decît de nutrienții din sol.

Aceste mecanisme specifice și specializate, care permit persistența și stabilitatea sistemului în condiții de „oligotrofie" determină și extrema lui fragilitate : o dată dezechilibrat (prin foc, supraexploatare, tăiere), el încetează să mai funcționeze.

După cum s-a spus, circuitul elementelor depinde în măsură însemnată și de componența specifică a biocenozei forestiere, dat fiind că diferitele specii de arbori, ca și de alte plante, se deosebesc prin necesitățile lor nutritive, ca și prin intensitatea activității. De pildă, studiul circuitului potasiului în două păduri învecinate din Anglia, una de stejar și alta de pin, arată deosebiri importante. În pădurea de stejar, cea mai mare cantitate a potasiului este preluată în circuit de către stejari, plantelor ierboase de pe solul pădurii revenindu-le o proporție foarte scăzută. În pădurea de pin, din contra, pinului îi revine o cantitate mică de potasiu care este preluat în cea mai mare măsură de plantele ierboase, mai ales de către ferigile de pe solul pădurii.

În ecosistemele ierboase, după cum arată cercetările efectuate în S.U.A. în cadrul I.P.B. (Woodmanse, 1978), deși circuitul se produce în general asemănător cu cel din păduri, are anumite trăsături caracteristice. De pildă, studiul circuitului N arată că factorii abiotici — regimul hidrologic și condițiile meteorologice — exercită un mai puternic control asupra acestui circuit. Spălarea compușilor azotului din sol, evaporarea NH_3 provenit din descompuneri și din excretele copitatelor în condiții de climă relativ uscată a ecosistemelor ierboase reprezintă căile esențiale de ieșire a N din ecosistemele ierboase. Bilanțul circuitului N în aceste ecosisteme este pozitiv : în toate stadiile succesionale, plantele și microorganismele reține practic întreaga cantitate de NH_4^+ și NO_3^- mineralizate, introducîndu-le în circuitul biologic. Acest proces de acumulare continuă și în faza de maturitate (climax). Dezechilibre pot apare în urma unor perturbări grave ale factorilor abiotici (secete prelungite).

AUTOCONTROLUL ȘI STABILITATEA ECOSISTEMELOR

Funcția de autocontrol a ecosistemului este și ea, ca și primele două funcții examinate anterior, cea energetică și cea a circuitului substanțelor, un rezultat necesar al modului cum este organizat ecosistemul, un rezultat al conexiunilor reciproce dintre speciile componente și dintre acestea și factorii biotopului.

În esență, rolul autocontrolului (homeostaziei) unui ecosistem este acela de a păstra (în anumite limite) o stare de echilibru între populațiile componente, de a nu permite oscilații numerice prea mari (depășind anumite limite) a populațiilor, determinînd astfel o anumită stabilitate în structura și funcționarea (organizarea) întregului ecosistem.

Necesitatea autocontrolului apare din faptul că, atît cantitatea de energie primită de un ecosistem natural (situația e alta la ecosisteme artificializate — agrosisteme, ecosisteme poluate) cît și cantitatea de nutrienți disponibili sînt finite, limitate ; în același timp potențialul de înmulțire al oricărei specii, chiar a celor cu reproducere foarte lentă, dacă nu ar fi stăvilit ar duce repede la epuizarea resurselor respective. În asemenea condiții menținerea oricărei populații într-un ecosistem impune cu necesitate pe de o parte refacerea (reciclarea) resurselor materiale inițiale,

iar pe de altă parte limitarea (controlul) înmulțirii fiecărei populații și, deci, menținerea nivelului ei numeric (de fapt e vorba de nivelul și proporțiile numerice ale categoriilor de indivizi din structura fiecărei populații) la o valoare cît mai apropiată de cea optimă, adică de acea stare care să permită supraviețuirea populației și îndeplinirea funcțiilor ei în biocenoză cu maximum de eficiență.

Ambele probleme se rezolvă prin diferențierea funcțională a speciilor dintr-o biocenoză. Dar diferențierea funcțiilor (specializarea mai mult sau mai puțin pronunțată) determină interdependența speciilor și organizarea unui sistem cibernetic de autocontrol.

Această consecință apare evidentă chiar dintr-o schemă extrem de simplificată a circuitului material dintr-un ecosistem acvatic : substanțele minerale din apă sînt utilizate de alge și convertite în substanță organică cu ajutorul energiei solare ; o parte din populațiile algale sînt consumate de zooplancton ; o parte din acesta este consumată de pești ; deșeurile activității tuturor acestor componenți, ca și cadavrele organismelor, sînt descompuse de grupul organismelor reducătoare (bacterii, ciuperci), restituind ecosistemului substanțele minerale care reintră în circuit. În acest circuit, fiecare populație îndeplinește anumite funcții, iar modul cum funcționează depinde de caracteristicile populației — natura ei, modul de desfășurare a metabolismului, reproducerea, structura și nivelul ei numeric. Controlul acestor parametri în vederea menținerii lor la valori cît mai apropiate de cele optime se produce la mai multe nivele ierarhizate : prin mecanisme interne ale indivizilor (homeostazia fiziologică), prin mecanisme populaționale (care își subordonează pe cele individuale) și prin mecanisme biocenotice, suprapopulaționale. Aceste din urmă mecanisme, constînd în esență în relațiile interspecifice, determină menținerea stării normale a tuturor populațiilor și deci a întregii biocenoze integrate în ecosistem.

Aici ne vom ocupa doar de mecanismele biocenotice.

Revenind la schema prezentată, oscilațiile fiecărei verigi sînt controlate și frînate de verigile adiacente. De exemplu, înmulțirea excesivă a algelor este frînată pe de o parte, prin scăderea cantității unor nutrienți indispensabili (fosfor, azot, unele micro- sau oligo-elemente) iar pe de altă parte prin creșterea consumului de către zooplancton care, avînd hrană abundentă, se înmulțește mai mult. În felul acesta starea întregului se menține oscilînd în jurul unor anumite valori, atîta timp cît nu intervine o perturbare din afara sistemului.

Apare limpede că organizarea rețelei trofice (a relațiilor trofice) reprezintă mecanismul principal al stabilității și deci al autocontrolului ecosistemului.

Elton (1958) a arătat că stabilitatea unei biocenoze este în funcție de complexitatea rețelei trofice și anume crește odată cu creșterea acestei complexități (a gradului de organizare a rețelei). În sprijinul acestei idei, Elton aduce o serie de argumente :

— cercetările experimentale făcute în sisteme extrem de simple (o specie pradă și una răpitor), precum și modelul matematic arată că ele sînt foarte instabile : populațiile înregistrează mari oscilații numerice și dacă prada nu are suficiente refugii, se soldează cu dispariția ambelor specii ;

— invaziile de plante sau(și) animale, urmate adesea de adevărate explozii numerice ale speciilor respective, se produc mai frecvent și mai

lesne în biocenoze simple (ex. biocenoze insulare) sau în cele simplificate de către om (agrosisteme, păduri cultivate etc.) ;

— simplificarea rețelei trofice prin distrugerea entomofagilor care s-au arătat mai sensibili decît dăunătorii fitofagi la tratamente cu pesticide, a făcut posibilă înmulțirea nestăvilită (instabilitatea) a dăunătorilor deveniți rezistenți la pesticide ;

— în ecosisteme cu o mare complexitate a rețelei trofice — cum sînt, de pildă, pădurile ecuatoriale — nu se cunosc invazii sau explozii ale dăunătorilor. Explicația constă, pe de o parte, în faptul că într-o biocenoză complexă fiecare specie este supusă unui control multiplu din partea unui număr mai mare sau mai mic de alte specii. Pe de altă parte, într-o biocenoză complexă, nișele fiind în număr mare dar restrînse și adesea parțial suprapuse, o schimbare a unui component, chiar dispariția lui eventuală, are puține șanse să afecteze tot ecosistemul.

MacArthur (1955) dezvoltînd și fundamentînd matematic concepția lui Elton, a arătat că în adevăr numărul de legături trofice reprezintă mecanismul de menținere a stabilității : cu cît acest număr este mai mare, stabilitatea este mai pronunțată. Dacă într-un asemenea sistem complex o specie capătă tendința de creștere numerică, presiunea răpitorilor și a paraziților va crește, frînînd această tendință. Din contra, dacă o populație tinde să scadă numeric — presiunea dușmanilor se va deplasa spre alte specii al căror consum implică mai puține cheltuieli energetice.

În acest mecanism este important modul de hrănire al speciilor. Speciile monofage sau cu un spectru trofic foarte redus, nu contribuie totdeauna în mod eficient la stabilitatea biocenozei. Din cauza legăturilor lor trofice limitate, creșterea lor numerică din vreo cauză oarecare poate duce la distrugerea masivă a sursei de hrană ducînd la pieirea în masă a însăși consumatorului. Dat fiind însă că nici o specie nu are un singur dușman, asemenea oscilații violente ale numărului au repercusiuni asupra altor specii, producînd dezechilibrarea violentă în structura și funcționarea sistemului, dereglarea mecanismelor lui homeostatice.

Se cunosc numeroase cazuri cînd, de pildă, defoliatorii pădurilor (specii de lepidoptere) apar în masă, consumă toate frunzele, după care pier înainte de a ajunge la împupare. O asemenea distrugere în masă a sursei de hrană și apoi dispariția omizilor produc, la rîndul lor, dereglări importante în numărul multor altor specii de insecte, păsări, mamifere — ducînd la dispariția în masă sau la migrări ale unora, la înmulțirea masivă a altora dintre ele.

Speciile polifage, din contra, au un rol mult mai important în asigurarea stabilității. De obicei, aceste specii au o hrană preferată pe care o consumă cu predilecție. Cînd însă această sursă de hrană scade sub un anumit nivel cînd căutarea ei necesită o cheltuială prea mare de energie, consumatorul trece la hrănire cu o altă specie mai abundentă, care în mod obișnuit reprezintă un element nutritiv secundar. Scăzînd presiunea consumatorului asupra speciei preferate, aceasta se poate reface, revenind la nivelul ei numeric normal. În felul acesta se evită oscilații numerice violente.

Cercetări ulterioare (Watt, 1968), pe de o parte au confirmat vederile lui Elton și MarArthur, dar pe de altă parte au arătat că, în multe cazuri, legătura dintre organizarea rețelei trofice și stabilitatea ecosistemelor este mult mai complexă. Astfel s-a constatat că, în cazul cînd la un nivel trofic, de pildă al consumatorilor de ordinul doi (deci carnivori) există spe-

cii numeroase și concurente între ele pentru aceeași sursă de hrană, aceste relații de concurență [1] determină stabilitatea crescută a nivelului lor trofic și în același timp pot determina instabilitatea populațiilor de la un nivel inferior (consumatori primari) prin slăbirea controlului exercitat asupra acestora. Așa se explică faptul că, de pildă, un entomofag foarte eficient, singur poate controla mai bine o populație de dăunători (fitofagi) decît mai mulți entomofagi concurenți. Deci, eficiența controlului efectuat de o specie poate fi mai mare decît eficiența însumată a mai multor specii concurente. În lumina acestor constatări se pune problema dacă numeroși dăunători foarte comuni (rozătoare, diferiți defoliatori, lăcustele), atacați de obicei de numeroși dușmani (specii concurente), sînt atacați de atîția consumatori pentru că sînt instabili (populațiile înregistrează mari fluctuații) sau din contră, instabilitatea lor este rezultatul concurenței mari între consumatori, fapt care scade eficiența controlului efectuat de aceștia.

Corelația directă dintre stabilitatea unei biocenoze (eficiența autocontrolului) și complexitatea ei exprimată prin numărul speciilor (numărul și complexitatea legăturilor trofice) nu se constată în toate ecosistemele.

Astfel, în ecosistemele acvatice dulcicole, condițiile de viață (factori abiotici, repartiția spațială a speciilor etc.) sînt relativ uniforme, din care cauză specializările trofice sînt relativ slabe.

De pildă, în ghiolurile din Delta Dunării, larvele bentonice ale majorității speciilor de chironomide (cu excepția celor cu regim carnivor), ca și speciile de oligochete (aceste două grupe sînt dominante atît ca număr cît și ca biomasă în acești biotopi), trăiesc în condiții asemănătoare (temperatură, cantități relativ scăzute de oxigen solvit, *p*H etc.) și au o hrană asemănătoare (nămol cu detritus organic fin, cu microorganisme — bacterii, alge etc.); puietul tuturor speciilor de pești, are ca hrană principală zooplanctonul.

Această lipsă de specializare strictă duce la o mai intensă concurență între speciile aceluiași nivel trofic. De subliniat că există diferite mecanisme care fac posibilă atenuarea parțială a acestei concurențe :

— caracterul eurifag al multor specii, deci prin posibilitatea de a-și schimba regimul de hrană evitînd astfel o competiție prea acută ;

— caracterul euritop al multor specii, ceea ce le permite să se separe spațial ;

— comportamente adecvate — ca migrațiile verticale ale zooplanctonului care permite o anumită succesiune la aceeași sursă de hrană (fitoplancton).

Competiția în cadrul aceluiași nivel trofic poate avea consecințe complexe. De pildă, într-un lac din Columbia (Canada) (Watt, 1968) introducerea plăticii a dus la efecte complexe asupra populației de păstrăv. După ce ambele specii (competiție) au nimicit amfipodele din lac, puietul de păstrăv a manifestat o încetinire a creșterii, în timp ce păstrăvii adulți au înregistrat o accelerare deoarece se puteau hrăni chiar cu puiet de plătică. Deci, competiția a avut efecte cu totul deosebite, chiar contrarii, asupra claselor de vîrste diferite ale păstrăvului, atestînd complexitatea legăturilor trofice între două specii dintr-un ecosistem acvatic din zona temperată.

[1] **Competiția între speciile unui nivel trofic limitează creșterea lor numerică și în general diminuează activitățile lor care reprezintă în fond controlul reciproc al acestor specii. Cu cît acest control este mai sever cu atîta speciile respective slăbesc controlul asupra nivelului trofic inferior.**

Analizînd această problemă, autorul citat ajunge la concluzia că, în ecosistemele lacustre şi forestiere din zona temperată, cu organizare relativ simplă a reţelei trofice (numărul relativ mic de specii), presiunea mai mare a competiţiei este cea care determină stabilitatea, în timp ce în cele tropicale, atît acvatice cît şi terestre, cu specii numeroase, specializarea nişelor este cea care permite atît evitarea concurenţei cît şi realizarea unei reţele trofice cu o organizare complexă, cu un control multiplu al fiecărei specii, care devine factorul principal ce asigură autocontrolul şi deci stabilitatea sistemului.

Care este semnificaţia ecologică a autocontrolului şi deci a stabilităţii ? Răspunsul îl aflăm din examinarea relaţiilor dintre tendinţele evolutive esenţiale ale biocenozelor cu diversitatea şi stabilitatea.

Strategia esenţială a biocenozelor naturale este maximalizarea fluxului de energie (H. Odum, 1975). Diversitatea şi consecinţa ei — complexitatea legăturilor — apare ca un mecanism, o modalitate prin care se realizează maximalizarea intrărilor de energie în fiecare nivel trofic.

Stabilitatea — drept consecinţă a diversităţii (a controlului multiplu al fiecărei specii) apare ca un rezultat colateral al intensificării fluxului de energie. Dar, acest rezultat devine esenţial deoarece el determină menţinerea acelei structuri (organizări) care asigură cel mai bine aprovizionarea cu energie în condiţiile date ale ecosistemului.

Dovada acestei corelaţii o reprezintă faptul că, în ecosistemele în care pe lîngă energia solară, devin disponibile alte surse constante de energie abundentă şi în care dispare necesitatea sporirii intrărilor de energie — acolo dispare mecanismul care o asigură, adică dispare necesitatea creşterii diversităţii, totodată stabilitatea acestor ecosisteme este mare, dar aici ea nu mai este rezultatul deversităţii, ci a trăsăturilor particulare ale biotopului.

Analizînd relaţia dintre fluxul de energie (sub aspect cantitativ şi calitativ) şi diversitatea în 150 ecosisteme diferite E. Odum (1975) constată că acestea se împart în două mari grupe (curba distribuţiei frecvenţei indicilor de diversitate este bimodală) : primul grup cuprinde ecosistemele cu diversitate scăzută. În acest grup intră ecosistemele degradate datorită, mai ales activităţilor umane (ex. poluare) ; ecosisteme artificiale unde se cultivă selectiv anumite specii şi, fapt semnificativ, ecosisteme naturale aprovizionate constant cu surse de energie bogate — ca de pildă, mlaştinile sărate din zona mareelor, unde aportul fluxului este bogat şi permanent (substanţe organice, nutrienţi etc.). În aceste condiţii, specii puţine dar specializate sînt cele mai eficiente în utilizarea surselor bogate de energie. Deci, în acest caz, diversitatea optimă este cea scăzută.

În al doilea grup intră ecosistemele naturale, avînd energia solară ca singura sursă de energie. În aceste cazuri diversitatea mare este cea optimă, pentru că numai pe această cale se poate maximaliza intrarea de energie.

SUCCESIUNEA ECOLOGICĂ ŞI LEGITĂŢILE EI

Biocenozele şi deci ecosistemele în întregul lor sînt sisteme dinamice, ele se modifică, se dezvoltă prin înlocuirea unor specii dominante, ca şi a celor însoţitoare, prin altele, astfel încît, deşi treptat, la un moment dat întreaga biocenoză este înlocuită prin alta, avînd alte caracteristici structurale şi funcţionale. Acest proces de dezvoltare a biocenozelor şi eco-

sistemelor nu se produce la întîmplare ci, după cum vom vedea mai departe, este un proces ordonat, urmează anumite legităţi cunoscute doar în parte, şi poartă numele de *succesiune ecologică*. În cazul în care o biocenoză se instalează pe un loc nou, pe care nu a fost înainte vreo altă biocenoză, are loc ceea ce se numeşte *succesiunea primară*. De pildă, instalarea şi dezvoltarea biocenozelor pe o insulă vulcanică nou apărută, pe lava răcită a unui vulcan, pe stîncăria proaspăt dezgolită, pe dune de nisip nou formate, într-un bazin de apă nou format, într-un izvor nou apărut etc. În cazul în care o biocenoză se instalează pe un loc unde a existat înainte o altă biocenoză dar a fost distrusă pe cale naturală sau artificială (focul, inundaţia, uragan, tăierea pădurii, arat, bararea unui rîu etc.) se produce *succesiunea secundară*.

Deosebirea principală dintre cele două feluri de succesiuni constă în faptul că succesiunea secundară începe pe un teren „pregătit", modificat prin activitatea biocenozei precedente, în sensul că există de la început acumulată o cantitate mai mare sau mai mică de energie (substanţă organică, detritus, nutrienţi, un sol structurat etc.) care permite ca întregul proces al succesiunii să se desfăşoare mai repede decît în cazul succesiunii primare.

Procesul succesional trece printr-o serie de etape sau faze al căror ansamblu poartă numele de *serie*, iar fazele sînt *faze seriale* sau *faze succesionale*

Cauza generală a succesiunii, determinînd caracterul necesar al procesului, constă în interacţiunea dintre biocenoză şi biotopul ei. Biocenoza, prin activitatea ei modifică biotopul. Aceste modificări sînt foarte variate, afectînd cei mai diferiţi factori. Astfel — plantele leguminoase din ecosistemele terestre, în simbioză cu bacterii fixatoare de azot modifică solul îmbogăţindu-l în acest element şi făcîndu-l propice unor specii mai pretenţioase faţă de azot. Acelaşi efect îl pot avea asupra apei lacurilor, algele fixatoare de azot. Însuşirile solului sînt, de asemenea, influenţate de resturile plantelor (de pildă litiera) care putrezesc : de calitatea frunzelor căzute, de rata de descompunere a lor — modificînd aciditatea solului, formarea humusului. Structura şi calitatea solului sînt influenţate şi de activitatea şi cantitatea faunei din sol. Dezvoltarea vegetaţiei lemnoase modifică cantitatea de energie luminoasă ce ajunge la sol — fapt care duce la restrîngerea sau dispariţia plantelor iubitoare de lumină şi la instalarea celor ombrofile. Acelaşi lucru se produce în apa unor lacuri şi bălţi în urma instalării plantelor acvatice plutitoare. Dezvoltarea plantelor acvatice modifică profund calităţile mediului acvatic : cantitatea de substanţă organică dizolvată, cantitatea de detritus, oxigenarea, circulaţia termică etc.

În urma modificării biotopului, încetul cu încetul el devine impropriu pentru speciile care au determinat schimbarea lui — deci, mai ales pentru speciile dominante care au influenţa cea mai mare asupra mediului în care trăiesc. Speciile respective regresează şi chiar dispar treptat, fiind înlocuite cu alte specii pentru care condiţiile noi sînt mai potrivite. Acest proces de înlocuire este rezultatul competiţiei în care noile specii pătrunse în ecosistem sînt favorizate.

Pe suprafaţa proaspăt dezgolită a unor stînci, primii care se instalează sînt lichenii. Prin mortificarea unor părţi ale lor, prin acumularea unor cantităţi de praf sau detritus aduse de vînt sau ape, prin activitatea unor animale mărunte (protozoare, nematode, acarieni) ce-şi găsesc aici adăpost, se formează mici cantităţi de sol care permit instalarea de pildă a muşchi-

lor şi duc la regresia lichenilor. Cantitatea de sol sporeşte, se pot instala plante ierboase din seminţe nimerite întîmplător în aceste locuri. Rădăcinile plantelor pătrund în mici crăpături ale stîncii şi prin activitatea lor şi a bacteriilor contribuie la dezagregarea stîncii, la îmbogăţirea solului, ceea ce duce la instalarea treptată a unor plante mai mari.

Care este sensul, care sînt dimensiunile acestui proces succesional ?

Numeroase observaţii arată că fazele succesiunii se succed într-o anumită ordine şi ele culminează printr-o fază de mai mare stabilitate şi durată — stadiu de *climax* (Clements, 1916) sau *maturitate* (Margalef, 1958, 1963, 1968).

Noţiunea de *climax,* reflectînd ultima fază succesională în care se realizează diversitatea şi stabilitate maximă, este înţeleasă în moduri diferite. Autorul termenului, Clements, ca şi mulţi alţi ecologi, înţeleg prin climax o stare quasi imuabilă a ecosistemului şi admit ideea aşa-numitului *monoclimax* sau a climaxului unic. Ei afirmă că stadiul de climax, cu vegetaţia sa caracteristică şi deci cu trăsăturile ecosistemului dat, este determinat de condiţiile climatice. De aceea, după această concepţie, într-o regiune cu o anumită climă, orice ecosistem parcurgînd stadiile succesionale, va ajunge la realizarea unui singur climax, deci la aceeaşi componenţă a biocenozei.

Alţi ecologi ca Tansley susţin ideea *policlimaxului,* deci a climaxului multiplu deoarece după această concepţie, caracteristicile acestui stadiu nu depind numai de condiţii climatice ci şi de structura solului, de substanţele minerale din sol, de expoziţia terenului, de fauna locală etc. Deoarece aceşti factori variază chiar în cadrul unei aceleaşi regiuni climatice, evident că şi stadiul de climax se va realiza în moduri diferite, deci vor fi climax-uri diferite. La aceasta trebuie adăugat faptul că trăsăturile caracteristice ale fiecărui stadiu succesional, inclusiv ale celui de climax, depind şi de natura speciilor, de structura populaţiilor, de relaţiile dintre ele, precum şi de ansamblul condiţiilor în care este încadrat ecosistemul. Toţi aceşti factori fac ca diferite ecosisteme să realizeze faza de climax în moduri diferite. Gradul de stabilitate a biocenozei şi a ecosistemului în această fază constituie o problemă încă nerezolvată. Faptele arată că, în adevăr în această fază, stabilitatea este mai mare decît în altele, dar nu se poate vorbi de o fixitate a caracteristicilor ecosistemului, deci e greu acceptabilă ideea că stadiul de climax este ultimul stadiu al unui ecosistem. Deoarece interacţiunea dintre biocenoză şi biotop se desfăşoară în toate stadiile, inclusiv în cele mai înaintate, evident că ea va avea drept urmare modificarea ambelor componente ale ecosistemului, deşi viteza acestor modificări poate fi mai mică. Dacă la aceasta adăugăm intervenţia diferiţilor factori, ca : inundaţii, focul, atacuri masive ale unor defoliatori sau ale altor dăunători (ex. lăcuste), variaţii puternice ale condiţiilor climatice (temperaturi scăzute, secete prelungite, furtuni puternice) care pot distruge în masă componenţi importanţi ai biocenozei şi deci pot declanşa noi succesiuni, ne dăm seama că nu se poate vorbi de o fază imuabilă. Ţinînd seama de această stare de lucruri, Margalef consideră că este mai corect să se vorbească de gradul de *maturitate* al ecosistemelor şi nu de climax. În felul acesta se scoate în evidenţă mai bine caracterul de proces al ecosistemelor.

În cursul succesiunii ecologice se produc schimbări calitative, structurale, funcţionale, informaţionale pe care le vom examina pe rînd. Deoarece

ecosistemul este locul de desfășurare al procesului evoluției populațiilor și a speciilor, vom examina la sfîrșitul acestui capitol, legătura dintre succesiunea ecologică și procesul evoluției.

Schimbările structurale se referă la componența, calitatea și numărul speciilor din diferite faze succesionale, precum și la relațiile dintre ele.

Cînd apar biotopi noi, deschiși recent (stînci proaspăt dezgolite, lave răcite, coaste erodate, grohotișuri, terenuri arabile părăsite, margini de drumuri, dune de nisip, bazine de apă nou apărute pe cale naturală sau artificială, terenuri devastate prin foc, inundații, furtuni etc.) în care, deci, începe succesiunea ecologică, primele se vor putea instala așa-numitele specii pioniere — care posedă anumite caracteristici biologice prin care sînt adaptate la aceste condiții inițiale ale succesiunii (Levins, 1962—1963 ; Brigg, Walters, 1969 ; Margalef, 1970). De pildă, pe suprafețele stîncilor, după cum s-a arătat mai înainte, practic nu se pot instala decît unii licheni și atunci cînd umezeala o permite, unele alge. Aceste grupări pregătesc terenul pentru alte specii mai pretențioase față de condiții de viață.

Pe alte terenuri proaspăt descoperite, sînt avantajate inițial în mod selectiv, plante cu cicluri vitale scurte și capabile să producă repede și sigur un mare număr de descendenți (din semințe, sau pe cale vegetativă), capabili să se răspîndească și să ocupe terenul. În asemena condiții sînt favorizate plante anuale, efemere. Raritatea relativă a consumatorilor (animalelor) în fazele succesionale incipiente și deci a polenizatorilor, îngreunează instalarea plantelor cu înmulțire încrucișată care implică mai multe riscuri și favorizează speciile ce se înmulțesc prin autogamie și apomixie (aceasta din urmă adesea precedată de poliploidizare), căi de înmulțire sigură și rapidă, depășind în condițiile date. avantajele înmulțirii bisexuate.

Dată fiind răspîndirea și frecvența biotopilor și habitatelor deschise și care se extind tot mai mult datorită activității umane, apare firească tendința de apariție a unor forme anuale, cu reducere de petale la unele grupe de plante perene cu înmulțire încrucișată, cu flori avînd de obicei petale mari destinate atragerii insectelor. Printre crucifere și cariofilaceae, de pildă, există destul de multe specii anuale, cu petale mici sau chiar lipsite de petale, îndeaproape înrudite cu specii perene, cu flori cu petale mari. În cadrul genului *Cardamine* (crucifer), cele mai multe specii europene sînt perene, cu petale bine dezvoltate, dar *C. hirsuta* este anuală, cu petale foarte mici și este totodată foarte larg răspîndită. Dintre *Caryophylaceae,* genurile *Cerastium* și *Stellaria* cuprind specii anuale, cu petale mici, alături de altele perene, cu petale mari. E posibil ca apariția de specii cu viață scurtă, autogame anuale și efemere, să reprezinte o tendință evolutivă recentă în grupuri de plante perene și totodată alogame (Briggs, Walters, 1969). Această tendință duce la importante adaptări care asigură ocuparea și menținerea habitatelor în primele faze ale succesiunii ecologice.

Mijloacele sigure de înmulțire (autogamia, apomixia, înmulțirea vegetativă), ca și mijloacele eficiente de răspîndire a plantelor pioniere, reprezintă adaptări atît pentru ocuparea rapidă a habitatului dat, în care abia începe succesiunea ecologică, cît și la faptul că habitatele potrivite sînt adesea dispersate la distanțe mari (coastele erodate, terenuri părăsite etc.) sau se întind pe distanțe mari (margini de drumuri, zone cu dune

etc.). Diversitatea habitatelor duce şi la o pronunţată labilitate a speciilor pioniere.

În fazele succesionale tîrzii de maturitate a ecosistemului, condiţiile devin favorabile instalării altor specii, cu alte trăsături caracteristice. Speciile de plante din această fază de obicei sînt perene, cu durată mai lungă a vieţii, cu înmulţire bisexuată, mai lentă. În această fază populaţiile sînt mai complex organizate şi grupate, dau de obicei un număr mai mic de descendenţi, cu posibilităţi mai restrînse de răspîndire. Acest fapt este impus de restrîngerea (îngustarea) nişelor pe măsura creşterii numărului speciilor. Creşte considerabil numărul speciilor de consumatori de diferite ordine. În consecinţă, lanţurile trofice devin mai lungi, cu numeroase conexiuni între ele, determinînd o complexă reţea trofică.

Odată cu schimbarea structurii, prin complexarea reţelei trofice se produce o mai puternică integrare a speciilor, în ecosistem apar mai multe şi mai complexe corelaţii între diferite specii : adaptări specializate între plante şi polenizatorii lor, între plante şi consumatorii lor, între diferite specii de animale (răpitor-pradă-gazdă parazit etc.), adaptări specializate, ca mimetism, homocromie, imitaţie, culori de avertizare etc.

Procesul succesional, privit chiar şi numai prin prisma structurii ecosistemului, apare ca un proces de dezvoltare, de perfecţionare a organizării sistemului şi este de fapt un proces de autoorganizare. Complexitatea reţelei trofice, ca şi a altor conexiuni între populaţiile componente şi între ele şi factorii biotopului, determină o tot mai mare stabilitate care trebuie înţeleasă în sens complex : controlul tot mai eficient al biotopului de către biocenoză, autocontrolul stărilor biocenozei, rezistenţa mai mare la perturbări (impactul unor variaţii ai factorilor abiotici, pătrunderea de noi specii etc.), rezistenţa la pătrundere de noi informaţii. Sistemul devine mai conservator.

Nu în toate ecosistemele succesiunea se desfăşoară după această schemă. În ecosisteme cu factori abiotici deosebit de severi — aceştia controlează biocenoza iar stabilitatea întregului sistem devine dependentă de stabilitatea acestor factori. În deşerturi, în care umiditatea scăzută, împreună cu temperatura, controlează întreaga activitate biologică, nu se observă desfăşurarea procesului succesional. Acelaşi lucru se poate spune despre ecosistemele acvatice cu unele condiţii extreme ca, de pildă, izvoare reci, cu temperatură scăzută şi relativ constantă, unde biocenoza trăieşte mai ales pe seama detritusului organic şi, deşi manifestă trăsături ale unor faze succesionale tinere, este totuşi stabilă, neconstatîndu-se desfăşurarea succesiunii ; la fel în bazinele acvatice hipersaline, cum este de pildă Lacu Sărat (Brăila), biocenoza, deşi săracă, este foarte stabilă.

Schimbările energetice. Margalef (1958) a scos în evidenţă pe cale experimentală o serie de modificări energetice, caracteristice procesului succesional. Experienţele au fost efectuate pe asociaţii planctonice. Măsurarea unor parametri ca producţia primară brută (P), respiraţia (R), biomasa (B), diversitatea, şi a unor raporturi dintre aceşti parametri, arată că aceste valori se modifică legic în cursul succesiunii. Astfel, într-o cultură tînără, numărul speciilor este mic ; domină 1—2 specii de alge şi diversitatea biochimică stabilită prin determinarea diversităţii pigmenţilor extraşi din alge prin diferiţi solvenţi şi analizaţi spectrofotometric, de asemenea, este scăzută. Astfel, în fazele timpurii, consumatorii fiind puţini,

atît biomasa (B) cît şi respiraţia (R) vor avea valori relativ mici. Prin urmare, P/B va avea valoare relativ ridicată, ca şi P/R a cărui valoare va fi mai mare decît 1 (fig. 45).

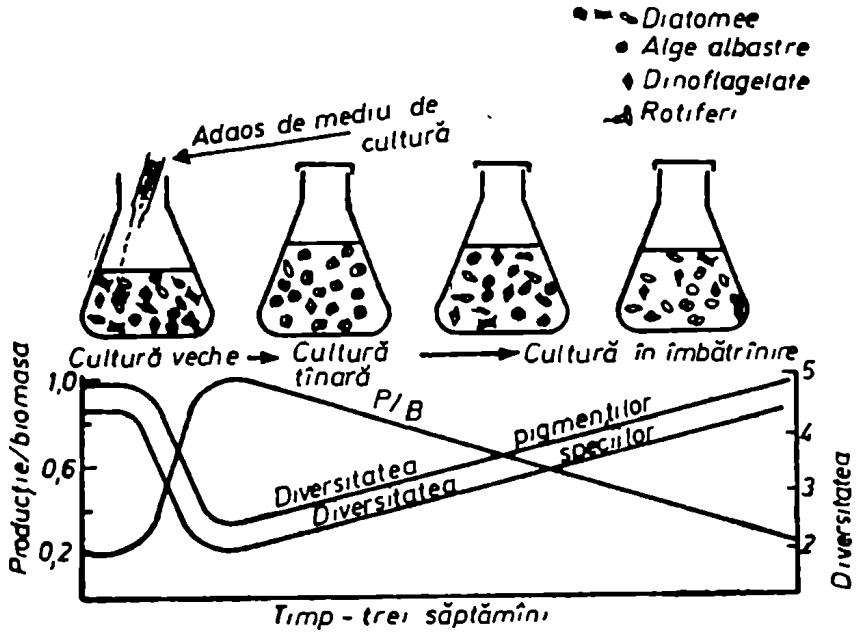


Fig. 45. Modelul experimental al succesiunii, realizat de Margalef. (Din Kormondy, 1965).

În fazele mai tîrzii ale maturităţii sistemului, valorile se schimbă. Diversitatea speciilor, ca şi a pigmenţilor creşte (se dezvoltă diatomee, flagelate, cloroficee, piridinee, rotiferi etc.). Crescînd biomasa, valoarea raportului P/B scade. Creşterea biomasei înseamnă implicit creşterea respiraţiei, astfel încît raportul P/R va tinde către 1 — valoarea minimă cînd practic în procesul respiraţiei se consumă tot ce se produce.

Numeroase cercetări efectuate în variate ecosisteme confirmă aceste legităţi constatate experimental.

În fazele incipiente ale succesiunii primare sau secundare, plantele sînt puţine iar consumatorii pot practic să lipsească. Deci, biomasa întregii comunităţi este relativ scăzută, în timp ce valoarea producţiei primare este ridicată, ţinînd seama că plantele fiind relativ puţine, competiţia pentru energia incidentă lipseşte sau e foarte scăzută, ca şi competiţia pentru apă. Pe măsura desfăşurării succesiunii numărul şi diversitatea plantelor cresc, astfel încît creşte şi productivitatea primară (creşte eficienţa utilizării energiei incidente) dar, ca urmare a competiţiei crescînde dintre plante (pentru lumină, apă, săruri minerale), rata acestei creşteri devine mai mică.

În acelaşi timp, numărul şi diversitatea animalelor cresc şi ele, astfel încît creşterea biomasei se produce mai repede decît creşterea producţiei brute şi, ca urmare, raportul P/B scade, iar respiraţia tinde să egaleze producţia, deci raportul P/R tinde către 1, cînd în faza de maturitate (climax) nu se mai produce acumulare de biomasă.

Dacă examinăm relaţia dintre biomasă şi fluxul de energie în timpul succesiunii, apare evident că iniţial (biomasa mică) acest raport va avea valori scăzute şi va creşte pe măsura acumulării biomasei.

Schimbări informaţionale. Dacă acceptăm ideea că succesiunea ecologică reprezintă un proces de dezvoltare a organizării sistemului, atunci

trebuie acceptată consecința lui — acumulare de informație și implicit scăderea de entropie. Concret, acumularea de informație este legată de creșterea biomasei (a numărului de organisme) și de diversificarea acesteia — prin creșterea numărului speciilor.

Creșterea informației se manifestă prin schimbări în organizarea (structura și funcționarea) sistemului. Corelațiile dintre specii se diversifică și se complexează. Pe lîngă corelații legate de transferul de substanță și energie (corelații trofice) se dezvoltă numeroase corelații informaționale. Ele rezultă din activitatea tot mai complexă a speciilor diverse și tot mai evoluate care se instalează în ecosistem : marcaje de teritorii, de poteci (prin diferite substanțe chimice, prin sunete, comportament), elaborare de adaptări legate de apărare (pe căi chimice, comportamentale, morfologice — cum sînt culorile și formele protectoare ale multor animale), a mijloacelor de atracție între specii (culori, mirosuri, emitere de semnale luminoase etc.). Treptat se instalează specii avînd populații cu o organizare complexă menținută prin legături informaționale variate (feromoni, comunicații prin sunete, comportamente, gesturi etc.). Prin urmare, pe de o parte crește cantitatea de informație, pe de alta se diversifică mijloacele și căile de comunicare inter- și intraspecifice legate de instalarea unor specii tot mai evoluate, cu o activitate nervoasă și psihică tot mai complexă (vezi capit. relații interspecifice). Acest proces este însoțit de sporirea cheltuielilor energetice. Costul informației crește, fapt care se manifestă prin scăderea producției de biomasă la verigile trofice superioare, de obicei mai evoluate, la care sporesc activitățile legate de schimb de informație.

Relații dintre ecosisteme aflate în diferite stadii succesionale. Diferite ecosisteme din natură sînt interdependente, într-o măsură mai mare sau mai mică. Ecosistemul unei pășuni influențează și este influențat de acela al pădurii învecinate, al unui lac sau rîu. Această influență se manifestă prin schimbul de factori fizici (vînt, umiditate, temperatură etc.), ca și prin schimburi biologice, constînd în pătrunderea organismelor unei biocenoze în alta, consumul organismelor vii sau al cadavrelor dintr-o biocenoză de către organismele alteia etc. Schimburile acestea sînt și mai intense între subsistemele unei aceleași biocenoze, de pildă între diferite straturi, sinuzii, nivele trofice etc.

Importantă este descifrarea sensului și semnificației biologice ale acestor corelații. Margalef (1970) analizînd această problemă arată că, atunci cînd sînt în contact două ecosisteme, unul aflat într-un stadiu succesional mai tînăr, deci în care raportul P/R este mai mare, deci în care biomasa se produce mai multă și altul mai matur (deci cu P/R mai mic), se produce o scurgere de biomasă (energie) și informație de la sistemul mai puțin matur către cel mai matur. În felul acesta, o parte din biomasa produsă de sistemul mai tînăr nu mai poate fi folosită în desfășurarea propriilor stadii succesionale, sistemul se dezvoltă mai lent iar decalajul dintre cele două sisteme adiacente se accentuează.

În legătură cu acest proces, Margalef introduce noțiunea de exploatare a unui sistem de către altul. Prin exploatare trebuie înțeleasă îndepărtarea dintr-un ecosistem a unei părți din organismele vii sau de cadavre ale acestora (de subliniat că în acest proces nu sînt cuprinse schimburile de substanțe anorganice sau organice dintre ecosisteme). Analiza planctonului (Margalef, 1970) din acest punct de vedere arată că acest subsistem al

unui ecosistem acvatic este exploatat, de pildă, de către subsistemul bentosului. Planctonul pierde mereu o parte din componenţii săi care murind ies din alcătuirea lui şi cad la fund. Această pierdere constantă a unei părţi din biomasă necesită o rată ridicată a producţiei primare în raport cu biomasa rămasă deoarece numai aşa se poate menţine. Numai anumite, destul de puţine specii pot persista în aceste condiţii : specii cu un potenţial ridicat de reproducere şi creştere. Din această cauză, diversitatea planctonului rămîne relativ scăzută iar întreaga asociaţie se menţine în faze de maturitate puţin avansate. Deoarece această stare este permanentă la plancton, nu poate fi vorba de realizarea unui climax. O relaţie asemănătoare este şi între biocenozele din amonte pe o apă curgătoare care pierd mereu o parte din biomasa lor şi cele din aval care o folosesc şi care se află în faze de maturitate mai avansată. Posibil ca un proces asemănător să aibă loc şi între ecosistemele terestre montane : scurgerea (cu ape de şiroaie) unei importanţe biomase din ecosistemele de altitudine mai mare către cele aflate mai jos. Structura substratului (solul, litiera, muşchi), împiedicînd şiroirea prea activă a apei, devine un mijloc important de apărare împotriva exploatării. „Întinerirea" unui sistem poate fi consecinţa şi a relaţiilor dintre populaţii din nivele trofice diferite. Introducerea protozoarelor într-o cultură de alge duce la întinerirea acesteia din urmă. În general, apariţia unui nou nivel trofic sau creşterea activităţii unui nivel dat al consumatorilor (prin creşterea numărului de populaţii) are drept consecinţă un anumit grad de întinerire a nivelelor precedente.

Consecinţe asemănătoare, de „întinerire" a ecosistemelor, le pot avea unele acţiuni ale factorilor abiotici, care pot deci efectua funcţia de exploatare. Astfel, îngheţul intens şi prelungit care îndepărtează din ecosistem părţi însemnate ale unor populaţii, furtuni puternice care pot culca la pămînt păduri întinse, focurile care pot avea efecte şi mai distrugătoare, duc la „întinerirea" ecosistemului, la revenirea la stadii mai puţin mature şi deci la reluarea succesiunilor.

In deltă şi în lunca inundabilă a Dunării, prin inundaţii mai mult sau mai puţin periodice, sînt spălate, din bălţi şi japşe, mari cantităţi de resturi mai ales ale plantelor, întîrziind procesul normal al succesiunilor acestor ecosisteme. Fenomenul exploatării, după cum se vede din cele de mai sus, are drept consecinţă importantă menţinerea unor ecosisteme sau a unor părţi componente ale lor la un mai înalt potenţial productiv.

Care ar putea fi explicaţia fenomenului exploatării ?

Din punct de vedere sistemic, este vorba de relaţii dintre sisteme aflate pe trepte diferite ale aceluiaşi nivel de organizare al vieţii.

Ecosistemul aflat într-o fază succesională mai tînără are o organizare mai simplă, homeostazia mai slab pronunţată (instabil) şi este mai puţin eficient în utilizarea resurselor proprii, decît sistemul mai matur cu care este în contact. Acesta din urmă, prin organizarea sa mai perfecţionată, prin diversitatea sporită, are capacitatea mai ridicată de a utiliza resursele disponibile (asigurarea maximalizării intrărilor de energie) şi de aceea tinde să-şi subordoneze sistemul mai „tînăr", transformîndu-l de fapt într-un subsistem al său, care în acest fel contribuie într-o măsură mai mare sau mai mică, în funcţie de gradul lui de integrare în sistemul exploatator, la menţinerea şi dezvoltarea acestuia.

Relaţiile dintre succesiunea ecologică şi evoluţie. Evoluţia este un proces de nivel populaţional iar factorul principal care controlează acest proces este selecţia. Populaţia nu poate exista decît fiind integrată într-o bio-

cenoză, deci într-un ecosistem. Ecosistemul este mediul concret în care se desfăşoară procesul evoluţiei populaţiilor. În cadrul unui ecosistem, fiecare populaţie ocupă un anumit spaţiu, îndeplineşte anumite funcţii, îşi desfăşoară întreaga activitate în corelaţie cu celelalte specii ale biocenozei şi cu factorii abiotici. Pentru a supravieţui în cadrul acestor corelaţii populaţia trebuie să se adapteze la ele în aşa fel încît să facă faţă riscurilor, presiunii factorilor ecosistemului şi să poată utiliza resursele acestuia. Aceasta înseamnă că realizarea adaptării (evoluţia) va depinde pe de o parte de capacităţile interne, proprii populaţiei date (la fiecare grup sistematic, la fiecare specie, la fiecare populaţie aceste capacităţi sînt caracteristice) iar pe de alta, de relaţiile interspecifice în cadrul ecosistemului. Tocmai aceste relaţii sînt cele care orientează mersul selecţiei, sensul, intensitatea, formele ei (vezi capit. privind integritatea biocenozei).

Din punct de vedere sistemic apare limpede că populaţia fiind un subsistem (parte componentă) al sistemului biocenotic (al ecosistemului) modul de acţiune al legilor specifice ei (selecţia naturală în primul rînd) va fi controlat, orientat de către legile sistemului superior, integrator.

Dar, aceste relaţii, în mod concret, depind de structura ecosistemului (componenţa speciilor, proporţiile dintre ele, structura nivelelor trofice, a lanţurilor trofice, factorii abiotici) şi de modul de funcţionare al acestei structuri (energetica, ciclurile biogeochimice, autocontrolul stărilor ecosistemului). Deoarece în timpul succesiunilor toate aceste aspecte structurale şi funcţionale ale ecosistemului se schimbă, apare evident că se va schimba în mod corespunzător şi mersul selecţiei : în diferite faze succesionale şi în dependenţă de natura generală a ecosistemelor (de ex. terestre, acvatice etc.), selecţia va favoriza însuşiri diferite ale speciilor (populaţiilor) existente în biocenoză sau specii (populaţii) nou venite avînd anumite însuşiri. În felul acesta, ecosistemul va exercita controlul său asupra populaţiei date. La rîndul său populaţia desfăşurînd o anumită activitate în ecosistem, va exercita o influenţă anumită asupra însuşirilor acestuia.

Să examinăm mai de aproape influenţa schimbărilor succesionale asupra mersului selecţiei şi deci a evoluţiei populaţiilor.

Selecţia naturală — ca lege a sistemelor populaţionale — este în acelaşi timp cauza şi efectul trăsăturilor organizatorice (structurale şi funcţionale) ale populaţiei. După cum s-a arătat în capit. privind bazele teoretice ale ecologiei, sensul, intensitatea, formele selecţiei depind pe de o parte de factori interni, proprii fiecărei populaţii iar pe de altă parte de factori externi, ai ecosistemului, în sensul că acesta din urmă, prin relaţii interspecifice şi cu factori abiotici, orientează selecţia în sensul elaborării şi dezvoltării acelor trăsături (adaptări) ale populaţiei care permit supravieţuirea ei normală în condiţii concrete ale mediului său.

Pe baza acestor considerente se pot distinge două categorii de forme ale selecţiei naturale : selecţia intraspecifică, legată mai ales de factorii interni ai populaţiei, de relaţiile intrapopulaţionale şi selecţia ectospecifică — determinată mai ales de factori externi faţă de populaţie — respectiv de relaţiile interspecifice şi cu mediul abiotic.

Selecţia ectospecifică fiind mai strîns legată de problema succesiunii ecologice (este implicată structura ecosistemului) vom menţiona succint unele din formele acestei selecţii [1].

---

[1] Pentru familiarizarea mai aprofundată cu problemele selecţiei naturale vezi de ex. N. Botnariuc — Biologie generală, Edit. Did. şi Pedag., 1979.

Selecţia direcţională sau motoare este forma cea mai răspîndită a selecţiei naturale care explică transformarea adaptativă a speciilor. În această formă a selecţiei, optimum fenotipic este situat nu în mijlocul curbei de distribuire a frecvenţelor fenotipului, ci la una din extremităţile ei, ceea ce duce la schimbarea treptată a normei de reacţie. Această formă a selecţiei acţionează în condiţiile modificării orientate a unor factori ai mediului.

Selecţia stabilizatoare se realizează la populaţii adaptate la un mediu relativ constant. În aceste condiţii tendinţa generală a selecţiei va fi de eliminare a abaterilor de la normă. Prin urmare, în selecţia stabilizatoare va fi favorizată supravieţuirea preferenţială a fenotipilor cei mai apropiaţi de media normei de reacţie, fapt care duce de obicei la îngustarea normei şi la specializare.

În cele mai multe cărţi de ecologie nu găsim referiri la aceste forme de selecţie, în schimb sînt de obicei analizate alte două forme denumite selecţia „r" şi relecţia „k". „r" reprezintă rata intrinsecă de creştere numerică a populaţiei. Selecţia „r" este cea care favorizează acele trăsături ale unei populaţii care canalizează mai eficient „efortul" către o înmulţire cît mai rapidă. Pe această cale, asemenea populaţii reuşesc să facă faţă impactului factorilor abiotici — independenţi de densitate. Ori tocmai aceasta este una din trăsăturile caracteristice ale speciilor pioniere, deci, din fazele iniţiale ale succesiunii. Aceste specii (care urmează aşa-numita „r" — strategie) manifestă o mare labilitate adaptativă genotipică şi fenotipică, putînd rezista la mari variaţii ale mediului. Această labilitate, între altele se manifestă prin căi diferite de realizare repede şi sigur a unui număr cît mai mare de descendenţi — autogamie, poliploidizare, cu trecere ulterioară la apomixie prin care se evită riscurile înmulţirii sexuate, se evită pierderi prea mari de descendenţi şi se asigură transmiterea fidelă a însuşirilor valoroase pentru condiţiile date. Acelaşi efect îl realizează reproducerea vegetativă iar la animale reproducerea partenogenetică, de pildă. Este limpede că aceste trăsături nu reprezintă doar schimbări ale numărului de descendenţi, ci transformări ale întregului sistem reproducător cu toate implicaţiile lui. Apariţia unui nou tip de reproducere cu multiplele modificări ale organizaţiei morfo-funcţionale reprezintă o adaptare complexă care deschide noi căi evolutive. Toate aceste trăsături, rezultat al selecţiei „r", reprezintă totodată rezultat al selecţiei direcţionale (motoare).

Ca urmare, selecţia „r" reprezintă o formă, o variantă a selecţiei direcţionale, acţionînd în fazele incipiente ale succesiunii ecologice.

Selecţia „k" este cea care acţionează mai ales în fazele succesionale mai tîrzii, de maturitate, favorizînd în primul rînd nu ritmul de înmulţire ci alte calităţi ale populaţiei : creşterea longevităţii, a taliei organismelor, capacitatea competitivă, dezvoltarea grijii faţă de descendenţi, organizarea complexă a populaţiei care asigură stabilitatea ei numerică în faţa acţiunii factorilor biologici, dependenţi de densitate. Trăsăturile menţionate reprezintă şi ele adaptări importante, elaborate în cursul schimbărilor succesionale şi ca atare şi ele sînt rezultatul acţiunii selecţiei direcţionale (motoare). Prin urmare, selecţia k este o altă variantă a selecţiei direcţionale, acţionînd mai ales în fazele mai tîrzii ale succesiunii.

În fazele cele mai mature, de mare stabilitate a ecosistemului (climax) selecţia motoare îşi schimbă caracterul treptat, devenind stabilizatoare

— fapt legat de creşterea numărului nişelor, îngustarea lor, deci de specializarea structurală şi funcţională a populaţiilor.

Selecţia „r" şi „k", nu trebuie înţelese ca nişte forme fixe şi tranşante ale selecţiei direcţionale, în funcţie de care toate populaţiile ar putea fi împărţite în populaţii de tip „r" şi populaţii de tip „k", „r" şi „k" reprezintă doar două situaţii, două poziţii extreme, iar în spaţiul continuu dintre ele, se pot orîndui cele mai diferite populaţii în funcţie de predominarea strategiei „r" sau a celei „k" (Pianka, 1978 ; Rex, 1979). Mai mult, o aceeaşi specie poate adopta strategia „r" sau „k" în funcţie de particularităţile ecosistemului. Astfel, gasteropodul *Alvania pelagica* din partea de vest a Atlanticului de N, trăieşte atît pe platforma continentală cît şi pe panta acesteia pînă la adîncimea de 800 m. Cercetările efectuate de Rex (1979) au arătat că populaţia de pe pantă urmează strategia „k". iar cea de pe platformă, strategia „r".

Studiul atent al variabilităţii şi a altor caracteristici a celor două populaţii arată că pe platformă, într-un mediu relativ sărăcit faunistic, în condiţii de mortalitate crescută datorită factorilor independenţi de densitate (abiotici), efortul principal al populaţiei este dirijat către înmulţire. Populaţia de pe pantă, în condiţii mai stabile, cu o faună mai bogată şi diversă, utilizează mai multă energie pentru creştere decît pentru înmulţire, iar longevitatea indivizilor ei este mai mare decît a celor de pe platformă — deci la ele predomină selecţia de tip „k" (Rex, 1979).

Un fenomen asemănător a fost constatat (Davies, Reynoldson, Everett, 1977) la hirudineul *Erpobdella punctata,* din două lacuri asemănătoare şi apropiate între ele din Alberta (Canada). În unul din lacuri, specia manifestă strategia „r", în altul „k". Această deosebire se atribuie relaţiilor de concurenţă cu alte specii pentru hrană, în unul din aceste două locuri.

După cum s-a arătat mai înainte, în cursul succesiunii, lanţurile trofice devin mai lungi, iar reţeaua trofică devine mai complexă. Ca urmare, se modifică şi relaţiile dintre verigile lanţurilor trofice, fapt care influenţează formele, intensitatea şi modul de acţiune al selecţiei în funcţie de poziţia unei populaţii date în cadrul lanţurilor trofice.

Astfel, populaţiile aflate la baza lanţurilor trofice, adesea evoluează sub acţiunea selecţiei „r", canalizînd energia lor către efortul reproductiv. Populaţiile planctonice sînt deosebit de semnificative în această privinţă, dat fiind că ele sînt supuse concomitent şi procesului de exploatare.

Ca urmare, ritmul general de evoluţie a planctonului apare relativ scăzut.

Un exemplu elocvent în această privinţă ni-l oferă lacul Baikal din Siberia. Din datele lui Kojov (1973) privind originea şi evoluţia faunei din Baikal, remarcabilă prin bogăţia ei de endemisme, se poate constata că grupurile tipice zooplanctonice au suferit relativ puţine diferenţieri şi au dat puţine forme endemice, în comparaţie cu cele bentonice. Astfel, în grupul *Rotatoria,* din totalul de 48 de specii din 21 de genuri cunoscute din Baikal, 5 (10,4%) sînt specii endemice şi nici un gen endemic. În grupul *Calanoida* (ord. copepode) din 5 genuri cu 5 specii nu este endemic nici un gen ci doar o specie ; din 7 genuri cu 25 de specii de *Cyclopida* (ord. *Copepoda*) nu este endemic nici un gen ci 16 (64%) specii, iar la *Cladocera* din 8 genuri cu 20 specii este endemic un gen şi probabil 4 (20%) specii. Semnificaţia acestor cifre apare dacă le comparăm cu unele grupuri bentonice. Astfel, la *Turbellaria,* din 15 genuri cu 90 de specii

cunoscute în Baikal, toate speciile (100%) sînt endemice ; din 43 specii de harpacticoide (copepode bentonice), 38 specii (83,7%) sînt endemice ; din 35 de genuri cu 240 specii de *Gammaridae* (ord. *Amphipoda*) 34 genuri cu 239 (99,6%) de specii sînt endemice. Dacă s-ar lua în considerare doar genurile, cifrele ar apărea şi mai semnificative, arătînd diferenţierea relativ slabă a formelor planctonice.

Din aceste date, desigur nu trebuie trasă concluzia că populaţiile (speciile) planctonice, în general, nu mai evoluează. Acţiunea selecţiei continuă (deci şi evoluţia), dar într-un mod caracteristic condiţiilor de viaţă ale asociaţiei planctonice. Sensul general al acţiunii selecţiei este cel de elaborare a unor trăsături structurale funcţionale, comportamentale ale populaţiilor planctonice, permiţîndu-le să facă faţă pierderilor de biomasă (prin exploatare) şi presiunii consumatorilor : prolificitatea crescută care devine cel mai important mijloc de menţinere a populaţiilor şi care totodată consumă cea mai mare parte din energie, talia mică, durata scurtă de viaţă, diversitatea de mijloace ale fitoplanctonului în vederea utilizării mai eficiente a energiei solare, transparenţa la animalele plactonice, aglomerările lor, migraţiile pe verticală, permiţînd o mai bună apărare de duşmani şi o mai completă utilizare a resurselor de hrană etc. Elaborarea mijloacelor variate de plutire (picături de grăsime, excrescenţe ale corpului ducînd la mărirea suprafeţei lui, dezvoltarea de peri etc.) reprezintă adaptări la viaţa în masa apei. Elaborarea de substanţe ectocrine reprezintă un alt mijloc de apărare a unor populaţii planctonice. Dar, aceste căi ale acţiunii selecţiei în condiţiile specifice planctonului, care îl menţin în faza de maturitate scăzută, limitează capacităţile lui evolutive, nu permit schimbarea planului de organizare, nu pot duce la deschiderea unor largi perspective evolutive. Aceasta explică relativa primitivitate a multor specii planctonice.

Pe măsura avansării stadiilor succesionale, a complexităţii crescînde a biocenozei, creşte şi diversitatea căilor de acţiune şi a formelor selecţiei. Astfel, sub aspect energetic şi informaţional, pe măsură ce ne apropiem de capetele superioare ale lanţurilor trofice, creşte eficienţa utilizării energiei — deci un mai mare procent din energia consumată este folosit pentru nevoile populaţiei, pentru activitatea acestor animale. Acest proces are o profundă semnificaţie evolutivă deoarece el este legat de dezvoltarea activităţii nervoase superioare, de dezvoltarea activităţii psihice a animalelor, deci de apariţia şi creşterea ponderii unor noi forme de energie, inexistente sau slab dezvoltate la verigile de la baza lanţurilor. Aceste forme de energie se manifestă printr-o activitate complexă desfăşurată de răpitori în legătură cu capturarea prăzii, cu construire de adăposturi, înmulţire, îngrijire şi chiar educarea puilor etc. Această activitate presupune o înaltă şi complexă organizare morfo-fiziologică a indivizilor şi o complexă organizare a populaţiilor respective. Sub aspect informaţional, la aceste verigi superioare ale lanţurilor trofice se produce nu numai o creştere a cantităţii de informaţie, odată cu creşterea complexităţii organizatorice (individuale şi populaţionale), dar şi îmbogăţirea conţinutului, a calităţii informaţiei.

La verigile superioare, menţinerea populaţiilor se realizează prin adaptări active care permit neutralizarea activă a diferitelor condiţii nefavorabile şi nu prin prolificitate crescută. În adevăr, prolificitatea la formele superioare scade, creşte talia lor, creşte longevitatea, populaţiile sînt reprezentate printr-un număr relativ mic de indivizi. Selecţia (mai ales

forma k) din forță statistică capătă caracterul unei legități dinamice, în care rolul fiecărui individ cu calitățile lui, devine important.

Lungirea unor lanțuri trofice prin pătrunderea în ecosistem a unor răpitori activi sau îmbogățirea unui nivel trofic cu asemenea răpitori, pot avea efecte importante asupra mersului selecției și a procesului evoluției unor grupuri întregi. Răpitorii, controlînd și deci limitînd înmulțirea unor grupuri cu care se hrănesc, pot împiedica răspîndirea lor și ocuparea diferitelor nișe, putînd împiedica astfel radiația adaptativă și deci speciația.

Importanța practică a cunoașterii succesiunii. Relațiile omului cu natura constau de fapt în relațiile lui cu ecosistemele planetei noastre. Aspectul important al acestei probleme îl constituie relațiile dintre strategia urmată de oameni cu privire la ecosisteme și strategia însăși a acestora din urmă, care sînt liniile comune, care sînt divergențele acestor două strategii și care sînt soluțiile către care trebuie să tindem.

Pe măsura dezvoltării societății omenești tendința generală care se manifestă este cea de intensificare, extindere și diversificare a exploatării resurselor mediului din care însăși omul face parte. Dezvoltarea tehnologiei și totodată creșterea necesităților societății omenești face ca practic toate ecosistemele majore ale planetei să fie afectate într-o măsură tot mai intensă. Dacă la aceasta adăugăm și intensificarea acumulării deșeurilor activității umane, în diferite ecosisteme (ca revers al activității de exploatare), ne dăm seama că puterea impactului activității umane începe să depășească capacitățile de menținere a echilibrelor ecologice ale ecosistemelor.

Examinarea tendințelor generale (a strategiei) în dezvoltarea ecosistemelor, făcută la începutul acestui capitol, arată că ecosistemele se dezvoltă în sensul maximalizării intrărilor de energie, ceea ce implică realizarea unei optime diversități și a unei maxime stabilități, dar nu a unei maxime productivități biologice. Într-adevăr, am văzut că productivitatea cea mai mare, cînd raportul $P/R>1$, deci cînd producția depășește consumul, se realizează în fazele succesionale timpurii, cînd stabilitatea sistemului este mai mică. În fazele de maturitate, raportul P/R tinde către 1, deci consumul propriu al ecosistemului tinde să egaleze producția. Deci, o primă concluzie practică este aceea că exploatarea ecosistemelor aflate în faza de maturitate (climax) nu este cea mai rentabilă. Mult mai rentabilă este exploatarea producției biologice a ecosistemelor aflate în faze succesionale mai tinere, mai timpurii. Deci, este important să cunoaștem în care din aceste momente succesionale se află ecosistemul dat.

La aceasta trebuie adăugată constatarea că, de obicei, cele mai multe specii valoroase din punct de vedere economic sînt caracteristice fazelor timpurii ale succesiunii și nu celor tîrzii. De pildă, în succesiunea ecosistemelor acvatice din zona inundabilă a Dunării, speciile de pești industriali sînt cele mai numeroase și abundente în faza de ghiol și nu în cea de japșe. Același lucru se întîmplă în ecosistemele terestre : cele mai valoroase esențe lemnoase, animale de vînătoare, se află mai abundente în fazele trecătoare ale ecosistemelor și nu în cele de maximă stabilitate.

În puterea omului stă posibilitatea de a întrerupe mersul succesiunii unui ecosistem, de a-l întoarce din calea sa, de a-l „întineri", deci de a-l aduce la faza succesională cea mai favorabilă intereselor noastre practice. După cum am văzut mai înainte în acest capitol, fenomenul exploatării, în sensul lui ecologic, prin înlăturarea unei părți (sau a unei categorii) de organisme din ecosistem are acest efect. Defrișarea unei păduri, inunda-

ţiile mari din luncă, au acest efect de întinerire şi deci de sporire a productivităţii biologice a ecosistemelor.

Prin practica agricolă omul realizează maximum al acestui efect : el creează ecosisteme (agrosisteme) cu structură simplificată la maximum şi cu o productivitate maximă, corespunzînd unor faze succesionale incipiente. Dar, aceste posibilităţi ale omului trebuie folosite cu prudenţă, cu măsură şi prin întemeierea lor pe o cunoaştere cît mai corectă şi completă a legilor succesiunii şi a efectelor intervenţiei umane. Aceasta pentru că intervenţia umană în sensul arătat, pe lîngă efectele pozitive pentru economie, are şi reversul ei negativ. În primul rînd, după cum s-a arătat la începutul acestui capitol, ecosistemele în fazele lor succesionale tinere sînt cele mai instabile, pe de o parte din cauza simplităţii organizării lor (diversitate scăzută, lanţuri trofice scurte etc.) care nu permite dezvoltarea unui control reciproc multiplu şi eficient al speciilor, pe de altă parte din cauza controlului biologic al biotopului care este foarte slab, ba chiar din contra, în aceste faze factorii fizici ai biotopului, controlează în mare măsură activitatea biocenozei. Aceasta face ca, în fazele timpurii ale succesiunii şi în general în ecosisteme cu o structură simplă sau simplificată, să fie cele mai frecvente dereglări manifestate prin invazii de dăunători, prin fluctuaţii ale producţiei din cauza variaţiilor climei sau ale altor factori abiotici.

Ecosistemele mature (faza de climax) sînt şi cele mai stabile dar puţin productive. Ambele trăsături sînt consecinţe ale modului de organizare al acestor ecosisteme. Marea diversitate a speciilor, lanţurile trofice lungi, reţele trofice de o mare complexitate permit exercitarea unui eficient control multiplu al activităţii fiecărei specii şi, deci, duc la stabilitatea crescută a trăsăturilor structurale şi funcţionale ale ecosistemului. Dar, lungimea maximă a lanţurilor trofice înseamnă un număr maxim (pentru ecosistemul dat) de consumatori de diferite ordine — pînă la carnivore superioare, care toate implică un mare consum de substanţă organică, deci din producţie şi o mare cheltuială de energie. Acest fapt scade din producţia de substanţă organică disponibilă, pînă la minimum.

Deci la prima vedere nu am fi interesaţi din punct de vedere practic să păstrăm asemenea ecosisteme. Dar trebuie subliniat că în aceste ecosisteme controlul biologic, efectuat de biocenoză, asupra mediului abiotic este cel mai eficient. El controlează în mare măsură balanţa termică a zonelor, umiditatea atmosferei şi a solului, integritatea structurii solului, regimul hidrologic al surselor de apă, inclusiv al apelor subterane. Aceşti factori au o importanţă practică, directă, de prim rang.

Ecosistemele mature, deşi cele mai stabile, sînt în acelaşi timp cele mai sensibile şi mai fragile faţă de impactul activităţii umane.

Lanţurile trofice lungi implică existenţa consumatorilor carnivori de diferite ordine. Acestea sînt animale cu activitate complexă, cu sistem nervos evoluat, sensibile la factorii mediului, cu înmulţire lentă, dezvoltare mai înceată. Perturbarea sub orice formă — exploatare, defrişare, pesticide etc. — afectează în primul rînd aceste grupe şi ca urmare duce la grave dezechilibre ale ecosistemului. Chiar factorii care ni se par pozitivi, ca de pildă îngrăşămintele, pot avea efecte negative : ele determină explozii numerice ale unor grupe şi prin aceasta dezorganizează mecanismele fragile care asigură homeostazia ecosistemului. Eutrofizarea lacurilor care determină de fapt poluarea lor şi dezorganizarea biocenozei, reprezintă un exemplu elocvent în acest sens. Din aceste motive manipularea ecosistemelor

mature trebuie făcută cu mare atenţie şi prudenţă. Deoarece asemenea ecosisteme reprezintă factori esenţiali ai stabilităţii naturii vii şi ai condiţiilor abiotice, sîntem profund interesaţi în conservarea lor cît mai puţin alterate.

Din toate aceste motive, Margalef (1970) are deplină dreptate cînd subliniază ideea Programului Biologic Internaţional după care motivele practice de conservare a naturii sînt mai importante decît obişnuitele raţiuni estetice şi sentimentale.

Concluzia practică ce se desprinde apare evidentă : sîntem interesaţi să folosim la maximum capacitatea productivă a ecosistemelor, să creăm ecosistemele cele mai productive dar totodată să conservăm cu grijă un număr suficient de ecosisteme naturale mature pentru a asigura stabilitatea mediului în care trăim. Calea de realizare a acestui deziderat este pe de o parte cunoaşterea exactă a fazelor şi legilor succesiunilor ecologice, pe de alta, folosirea capacităţii lor productive în limitele raţionale, care să nu depăşească posibilităţile lor de control.

TABEL 14

Legităţile succesiunii

	stadiu tînăr	stadiu matur
Biomasa	mică	mare
P (brută)/R	>1	tinde către 1
P (brută)/B	mare	mică
Eficienţa în utilizarea hranei — B/unit. de energie	scăzută	ridicată
Lanţuri trofice	scurte, simple	lungi, complexe, detritus
Diversitatea speciilor	mică	mare
Specializarea nişelor	largă	restrînsă
Relaţii trofice	generale	specializate
(Indicele biocenotic)		
Cicluri de viaţă	scurte, simple	lungi, complexe
Mecanisme de control al populaţiei	scăzută	ridicată
Stabilitatea	scăzută	ridicată
Producţia potenţială pentru om	ridicată	scăzută
Productivitatea netă a biocenozei (P')	ridicată	scăzută
Biomasa totală (B)	mică	mare
Presiunea selecţiei	r-selecţie	k-selecţie şi selecţia stabilizatoare

ECOLOGIA POPULAŢIEI

Care este semnificaţia cercetării ecologiei populaţiei ? Care este locul acesteia în contextul general al cercetărilor ecologice actuale ?

Sînt două întrebări la care trebuie să răspundă orice cercetător care se preocupă de probleme ecologice, orice student care urmează un curs de ecologie generală.

Pentru a susține răspunsurile pe care le vom formula la cele două întrebări puse anterior, considerăm o schemă mult simplificată (fig. 46) a relațiilor dintre componentele unui ecosistem, schemă care se reduce în fond la relațiile unei populații naturale „A" cu diferite componente bio-

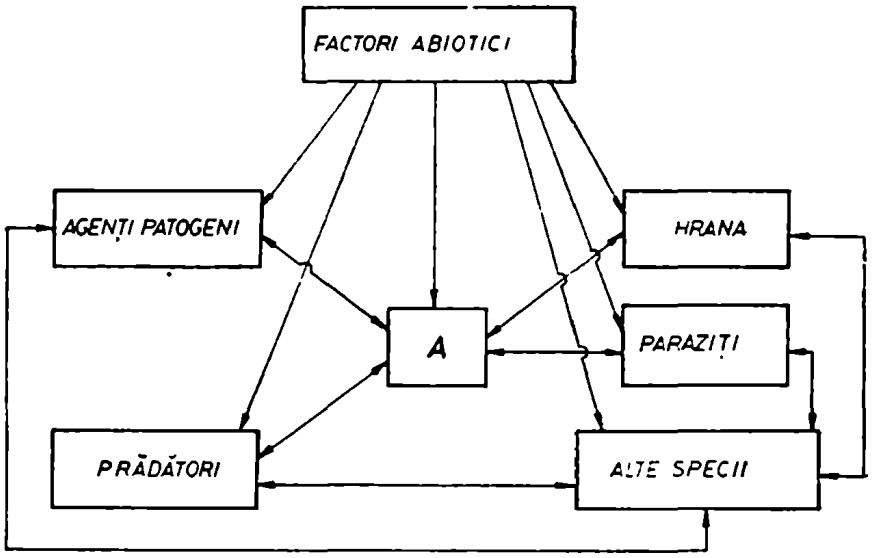


Fig. 46. Diagrama relațiilor simplificate ale unei populații naturale „A" în cadrul unui ecosistem.

tice și abiotice ale ecosistemului care o integrează. Această schemă sugerează că populația, ca formă elementară de organizare și de existență a speciei, nu poate exista decît integrată în ecosistemele care sînt incluse în arealul său. Dar ecosistemul reprezintă forma elementară structurală și funcțională a ecosferei, la nivelul căruia se desfășoară procesele (fluxul de energie și circuitul elementelor minerale) care asigură realizarea producției biologice. Obiectivul principal al cercetării ecologice în etapa actuală este reprezentat de necesitatea descifrării legilor care guvernează procesele ce condiționează realizarea producției biologice în cadrul principalelor tipuri de ecosisteme ale ecosferei, de a descifra mecanismele de reglaj a stărilor ecosistemelor în limitele unor domenii compatibile cu persistența acestora, obiectiv care condiționează abordarea în viitorul apropiat a fenomenelor globale, de la nivelul ecosferei.

Nu credem că poate pune cineva la îndoială obiectivul actual și de perspectivă imediată a cercetării ecologice și, dacă așa stau lucrurile, se înțelege că cercetarea ecologiei populației este integrată (în sensul de etapă obligatorie) cercetării organizării ecosistemelor.

Stabilind locul cercetării ecologiei populației în contextul cercetării ecologice, semnificația acestei cercetări constă în stabilirea programului superior al populației care echivalează cu determinarea rolului acesteia ca transportor de energie de la un nivel trofic la altul, a ratei de reciclare a nutrienților și deci a contribuției acesteia la susținerea unei anumite rate de intrare a energiei în ecosistem și a intervenției sale în cadrul mecanismelor de autocontrol ale stărilor sistemului superior care o integrează.

Numai înțelegerea și cuantificarea rolului fiecărei populații caracteristice permite caracterizarea corectă a proceselor de la nivelul ecosistemelor și deci a productivității biologice după cum acestea din urmă vor asigura înțelegerea fenomenelor globale.

Am subliniat ce se urmăreşte în studiul efectuat asupra unei populaţii dar, pentru a gîndi şi conduce corect cercetarea în vederea atingerii scopului propus, este necesar să răspundem la alte două întrebări.

Cît de complexă este o populaţie ? Care este modalitatea de a caracteriza o asemenea unitate organizatorică în timp ?

Populaţia este o unitate organizatorică complexă prin care o specie este reprezentată în fiecare din ecosistemele incluse în arealul său. În cadrul populaţiei indivizii componenţi sînt diferenţiaţi din punct de vedere fenotipic (polifenism) şi genetic (polimorfism în sens strict), în grupări de indivizi (Botnariuc 1976, 1979) între care se stabilesc relaţii ce asigură integralitatea şi elaborarea mecanismelor de autocontrol. Efectivul de indivizi (N) al unei populaţii este distribuit pe categorii de indivizi diferenţiate fenotipic şi genetic şi într-un mod caracteristic în spaţiu, reflectînd heterogenitatea mediului şi un anumit tip de relaţii intrapopulaţionale. Ratele cu care se desfăşoară fluxul de energie şi sînt reciclate elementele minerale sînt diferenţiate în raport cu categoriile de indivizi componente ale populaţiei şi în raport cu heterogenitatea condiţiilor de mediu.

Subliniind complexitatea organizatorică a unei populaţii am evidenţiat în mod implicit o serie de trăsături structurale şi funcţionale care sînt o consecinţă a acestei complexităţi.

Se conturează astfel o idee de foarte mare importanţă metodologică şi practică, conform căreia pentru a caracteriza structural şi funcţional o populaţie naturală nu este necesar să se ia în considerare subsistemele inferioare indivizilor. Mai mult, nu este necesar (practic ar fi imposibil) să luăm în considerare fiecare individ în parte cu multiplele sale conexiuni, ceea ce ar reprezenta modelul izomorf al populaţiei date (vezi capitolul de analiză sistemică), ci este suficient să avem în vedere polimorfismul său, grupînd indivizii pe categorii diferenţiate genetic (structura genetică) sau fenotipic (structura pe vîrste). Reducem în felul acesta modelul izomorf al populaţiei la un model homomorf, care are ca elemente grupările de indivizi şi relaţiile care se stabilesc între ele.

Avînd această imagine asupra populaţiei ca sistem, atunci putem să caracterizăm starea în care se află în orice moment, cunoscînd valorile diferenţiabile pe categorii de indivizi pe care le iau trăsăturile structurale şi funcţionale care o definesc. Atributele structurale şi funcţionale ale populaţiei iau diferite valori în timp, reflectînd răspunsurile acesteia la presiunea fluctuantă exercitată de mediul biotic şi abiotic. Aşa cum am arătat în capitolul care tratează aplicarea analizei sistemice în ecologie, trăsăturile structurale şi funcţionale prin care este definită populaţia în timp sînt considerate parametri de stare, iar valorile pe care aceştia le iau în timp, diferenţiat în raport cu categoriile de indivizi, sînt considerate variabile de stare (Lewis, 1977 ; Vădineanu, 1980).

Pentru un parametru de stare anume, înţelegînd că variabilele de stare sînt funcţii de timp ($X_i(t)$; $i=1, 2, \ldots n$), nu mai este necesar să se scrie explicit acest lucru şi atunci starea populaţiei definită de n variabile de stare (după numărul de categorii de indivizi) poate fi scrisă ca un vector de stare :

$$X = \begin{bmatrix} x_1 \\ x_2 \\ \cdot \\ x_n \end{bmatrix} \qquad (9)$$

Prin prisma modului în care am apreciat complexitatea populației considerăm că următoarele trăsături structurale și funcționale pot fi folosite ca parametri de stare :

1. mărimea populației (N) ; *2.* distribuția în spațiu a indivizilor populației (Sd) ; *3.* structura pe vîrste (Sv) ; *4.* structura genetică (Sg) ; *5.* energia acumulată (Pc) ; *6.* energia cheltuită pentru menținere (Rc) ; *7.* acumularea și excreția azotului, fosforului etc.

În cazul unui parametru de stare anume, considerînd fiecare variabilă de stare ca o coordonată în spațiu, starea populației la un moment dat poate fi reprezentată ca un hipervolum. Cum populația este supusă în timp unui proces de tranziție de la o stare la alta în raport cu valoarea presiunii exercitată de mediu, putem caracteriza domeniul în care se realizează tranziția de la o stare la alta ca un spațiu multidimensional a cărei unitate elementară este „hipervolumul".

Se observă că am admis ideea conform căreia fiecare populație are un domeniu de stabilitate în cadrul căruia urmează un proces de tranziție delimitat de capacitatea de autocontrol al fiecărui parametru de stare în raport cu efectele perturbatoare ale presiunii mediului.

De asemenea, este admisă ideea că atît din punct de vedere practic cît și principial procesul de tranziție în cadrul domeniului de stabilitate este un proces discret (discontinuu). Puterea de rezoluție în ceea ce privește determinarea unei stări este condiționată de timpul necesar determinării valorilor variabilelor de stare. Se înțelege că starea populației este determinată pentru o perioadă de timp constantă sau variabilă, dar care reprezintă un interval infinitezimal în raport cu perioada nedefinită de existență a populației. Pentru perioada de timp impusă de puterea de rezoluție în determinarea valorilor parametrilor de stare, aceștia sînt considerați constanți, deși în realitate valorile lor se modifică dar, abaterile incluse în acest mod nu impietează asupra delimitării domeniului de stabilitate și asupra stabilirii legităților care guvernează procesul de tranziție în cadrul domeniului de stabilitate.

Este suficient să se delimiteze domeniul de stabilitate și să fie descrisă succesiunea de stări, menționîndu-se că acestea sînt consecința presiunii exercitate de mediu ?

Nu, a rămîne în această fază echivalează cu a constata numai un fenomen sau eveniment fără a-l înțelege și explica. Ajunși la acest nivel de cunoaștere trebuie ulterior să decelăm factorii de mediu a căror influență perturbatoare au provocat răspunsurile populației, concretizate în valorile înregistrate ale parametrilor de stare și să stabilim relațiile funcționale care exprimă parametrii de stare și deci starea populației în raport cu factorii de mediu diferențiați ca justificînd dinamica populației. *

Relațiile funcționale (exprimate într-o formă sintetică de expresii matematice de diferite complexități) care se stabilesc și care iau în considerare caracterul de fenomen discret al tranziției de stare, vor descrie dinamica populației în cadrul domeniului de stabilitate așa cum a fost determinată în perioada de cercetare și vor avea valoare predictivă, permițînd conturarea stărilor viitoare în raport cu diferite valori posibile ale factorilor de mediu.

---

* Dinamica populației, definește tranziția succesivă de la o stare la alta în cadrul domeniului de stabilitate.

Iar, pentru a reuși rezolvarea acestor probleme, este necesar să dispunem de valorile factorilor de mediu biotic și abiotic pentru fiecare moment în care am caracterizat starea populației. Acest fapt este realizabil numai dacă cercetarea populației este integrată în cadrul cercetării complexe a întregului ecosistem a cărei componentă este.

Se poate afirma că stabilirea rolului ecologic al populațiilor reprezintă o condiție indispensabilă pentru descifrarea proceselor de la nivelul ecosistemului și în același timp determinarea dinamicii componentelor biotice și abiotice ale ecosistemului reprezintă o condiție obligatorie pentru înțelegerea și stabilirea legilor care guvernează modularea în timp a rolului ecologic al fiecărei populații, precum și interpretarea parametrilor de stare și a mecanismelor care asigură o expresie sau alta a lor ca o rezultantă a unui proces de transformare adaptativă.

Deși laborioasă, o astfel de cercetare prin prisma complexității problemelor pe care le ridică, reprezintă singura cale de rezolvare corectă a multiplelor aspecte puse în fața ecologiei în etapa actuală și orice concesie, indiferent de considerentele care o impun, îndepărtează de la scopul propus.

Subliniind particularitățile populației ca unitate organizatorică, sugerînd modelul homomorf pe baza căruia am putea aprecia starea unei populații la orice moment și evidențiind necesitatea explicării răspunsurilor oglindite de valorile parametrilor de stare prin prisma relațiilor populației cu componentele ecosistemului în care este integrată, fapt care conduce la concluzia clară că studiul populației reprezintă o parte integrantă a cercetării ecosistemelor, se impune acordarea unei deosebite atenții stabilirii programului de cercetare.

Acesta trebuie să răspundă următoarelor criterii :

1. Să se desfășoare în timp și spațiu în așa fel încît să se surprindă domeniile de fluctuație ale factorilor biotici și abiotici din ecosistem. De preferat înregistrarea continuă a factorilor abiotici.

2. Să se asigure estimarea parametrilor de stare ai populației date în limitele erorii de 20%.

3. Să includă o cercetare experimentală în teren și laborator pentru descifrarea mecanismelor fiziologice și biochimice implicate în elaborarea răspunsurilor populației și dependența lor de factorii abiotici și de structura populației.

4. Să includă metode statistice adecvate pentru interpretarea cantitativă precum și folosirea modelării matematice ca instrument de prognoză.

Prin prisma criteriilor menționate considerăm necesară caracterizarea principalelor aspecte care definesc un program de cercetare în ecologie.

Prelevarea unităților de probă trebuie să se desfășoare astfel încît să se evite în cea mai mare parte subiectivismul. Pentru realizarea acestui deziderat se folosesc, în funcție de particularitățile ecosistemelor, mai multe modalități de prelevare a unităților de probă.

În primul rînd se poate desfășura prelevarea după metoda simplu randomizat prin care se asigură șansa egală fiecărui element al sistemului de a se găsi în probă. Această metodă este aplicabilă numai mediilor omogene care se întîlnesc însă foarte rar în natură. În asemenea situații se mai poate practica, de asemenea, metoda prelevării sistematice a unităților de probă, care presupune că numai prima unitate de probă este extrasă la întîmplare iar celelalte se extrag de la distanțe egale una de alta. Dezavantajul acestei modalități constă în faptul că intervalul dintre

locurile de prelevare ar putea coincide cu fluctuații uniforme ale unui element sau altul.

Cum, în majoritatea cazurilor, ecosistemele naturale sînt heterogene se impune prelevarea unităților de probă după metoda stratificat și randomizat. Pentru aceasta este necesar ca ecosistemul să fie împărțit în straturi (pe verticală) sau zone (pe orizontală), din fiecare, unitățile de probă extrăgîndu-se randomizat.

Metoda transectelor de colectare a unităților de probă în ecosistemele terestre sau în cazul bentosului din ecosistemele acvatice îmbină elemente care caracterizează structura biotopului (gradienții unor factori abiotici) cu elemente ale metodei de colectare sistematică (stațiile pe transect sînt stabilite la intervale egale) și cu elemente ale metodei de colectare simplu randomizat (în fiecare stație se iau cel puțin trei probe la întîmplare).

În cazul colectării probelor de plancton se îmbină, de asemenea, mai multe elemente, ca și în cazul bentosului cu deosebirea că sînt utilizate elemente ale metodei de colectare stratificat randomizată (probe colectate întîmplător de la diferite orizonturi) în schimbul elementelor metodei de colectare simplu randomizat.

Desigur, pentru o serie de specii de organisme nectonice (pești) sau specii de mamifere și păsări din ecosistemele terestre, metodele de prelevare sînt cu totul particulare.

Mărimea unităților de probă reprezintă o problemă foarte importantă și dificilă, care trebuie să fie luată în considerare de orice cercetător. Importanța problemei constă în aceea că sîntem interesați să extragem probe de dimensiuni care să nu încarce în mod inutil programul de lucru și să asigure obținerea informației necesare în caracterizarea sistemului. Dificultatea rezidă din faptul că nu există niște criterii obiective după care să se stabilească dimensiunile unității de probă, mărimea depinzînd de scopul urmărit, de grupul studiat, de distribuția spațială a elementelor ; fiecărui cercetător revenindu-i sarcina ca, pe baza unor observații preliminare, să aleagă cea mai bună soluție. Atunci cînd condițiile o permit se obișnuiește să se preleveze un număr mare de unități de probă dar de dimensiuni mici. Avantajele în aceste cazuri sînt evidente, unitatea de probă de dimensiuni mici putînd fi analizată într-un interval de timp relativ scurt iar numărul mare de unități de probă asigură o estimare mai corectă a parametrilor urmăriți.

O problemă foarte importantă în toate cercetările ecologice (și desigur în general în biologie) este aceea a planificării numărului de unități de probă care trebuie să fie extras la un moment dat. Acest lucru se impune din necesitatea de a evita folosirea unui număr prea mic de unități de probă care ar permite stabilirea unor estimate prea imprecise ale diferiților parametri ai populațiilor, după cum și din necesitatea de a evita un număr prea mare de unități de probă care ar permite îmbunătățirea preciziei în limite foarte restrînse dar cu volum de muncă excesiv de mare.

Desigur, răspunsurile la această problemă presupun o analiză foarte atentă a modului în care urmează să folosim estimatele (parametrii) și consecințele care ar urma la un grad mai mare sau mai mic de imprecizie (vezi anexa 2).

Un aspect esențial al problemei de care trebuie să se țină seama la extragerea numărului de probe stabilit îl reprezintă frecvența prelevării acestora.

Intervalul dintre momentele de recoltare se stabileşte în funcţie de durata ciclului de viaţă al diferitelor grupe de organisme, de măsura în care valorile diferitor factori abiotici influenţează ciclul de viaţă. În principiu, intervalul nu trebuie să depăşească timpul unei generaţii, el putînd varia în corelaţie cu modificarea ciclului de viaţă, a duratei stadiilor care alcătuiesc ciclul de viaţă, modificări induse, desigur, de fluctuaţii ale principalilor factori abiotici care condiţionează dezvoltarea. În cazul cercetării zooplanctonului, de exemplu, intervalul variază între 4—5 zile pentru perioada de vară cînd temperatura apei este în jur de 22 °C şi 12 zile sau mai mult pentru perioadele reci, cînd temperatura apei este în jur de 10—15 °C.

DISTRIBUŢIA ÎN SPAŢIU

Distribuţia spaţială a indivizilor unei populaţii o interpretăm ca un parametru de stare al populaţiei, util pentru descrierea stărilor acesteia şi deosebit de valoros prin semnificaţia sa ecologică. Modalitatea în care o populaţie este distribuită în spaţiul delimitat relativ de graniţele unui ecosistem influenţează considerabil valoarea densităţii ecologice (nr. ind./ unit. de spaţiu locuit).

Subliniem importanţa cunoaşterii tipului de distribuţie spaţială în descrierea dinamicii mărimii populaţiei pentru că, aprecierea corectă a efectelor factorilor de mediu dependenţi de densitate asupra proceselor majore care asigură intrările şi ieşirile de indivizi într-o populaţie (vezi pag. 226) este dependentă de determinarea densităţii ecologice. Ar fi total greşit să considerăm că efectele factorilor dependenţi de densitate asupra populaţiei sînt echivalente, indiferent de tipul de distribuţie spaţială pe care-l realizează indivizii acesteia.

În general, populaţiile naturale vegetale şi animale pot avea distribuţie spaţială întîmplătoare, uniformă sau grupată. Subliniem că la scară mai mare grupurile de organisme pot avea la rîndul lor distribuţie uniformă sau întîmplătoare în cadrul ecosistemului.

Spunem că indivizii unei populaţii au distribuţie spaţială întîmplătoare atunci cînd poziţia în spaţiu a fiecărui individ este independentă de poziţia celorlalţi indivizi. Datorită modului de organizare al populaţiilor naturale şi relaţiilor pe care acestea le au cu alte populaţii sau factori abiotici din cadrul ecosistemelor, această condiţie este rar îndeplinită.

Distribuţia întîmplătoare a fost semnalată la o serie de populaţii aparţinînd unor specii de nevertebrate cum ar fi *Mulinia lateralis* (*Mollusca*) răspîndită în zona de coastă din partea de nord-est a S.U.A. (Kuenzler, 1958), *Gammarus pulex* (Amphipoda) (Elliot, 1977), şi *Tanytarsus gregarius* (*Chironomidae*) care face parte din componenţa bentofaunei japşei Porcu din Delta Dunării (Botnariuc şi colab., 1981). În acest caz diferenţierea spaţială a efectelor factorilor dependenţi de densitate nu se mai impune. Dacă indivizii unei populaţii sînt distribuiţi la distanţe egale cu o probabilitate mai mare decît cea care ar corespunde întîmplării, spunem că populaţia are distribuţie uniformă. Acest tip de distribuţie poate fi întîlnit la populaţiile animale la care se manifestă comportamentul de teritorialitate şi care populează medii relativ omogene şi la o serie de populaţii vegetale în interiorul cărora competiţia pentru spaţiu este se-

veră. Complexitatea relațiilor din interiorul populațiilor naturale, a relațiilor interspecifice, precum și a relațiilor cu factorii abiotici determină în marea majoritate a cazurilor o distribuție spațială grupată.

În aceste cazuri există o diferențiere în spațiu a densității ecologice și deci a efectelor factorilor dependenți de aceasta și, ca urmare, pentru descrierea dinamicii mărimii populației, se impune delimitarea în spațiu a grupărilor cu cît mai mare acuratețe, precum și modificările în timp a gradului de grupare.

La populațiile cu generații discrete (nu se suprapun) distribuția spațială se poate modifica de la un stadiu de dezvoltare la altul datorită unui mod particular de relații dintre indivizii componenți și sensibilității diferite la acțiunea factorilor biotici și abiotici ai mediului.

Semnificația ecologică a parametrului este dată de conținutul informațional înglobat cu privire atît la organizarea internă a populației cît și în ceea ce privesc relațiile sale cu componentele biotice și abiotice ale ecosistemului.

Astfel, distribuția grupată ar putea indica o viață socială dezvoltată, un anumit comportament legat de procesul reproducerii, anumite particularități ale pontei (depunerea grupată a pontei), transportul pasiv dar orientat în lungul anumitor gradienți ai semințelor la plante sau ai pontelor și ai indivizilor din primele stadii de dezvoltare la animale, sau un comportament colectiv de apărare și căutare a hranei (pești, mamifere, crustacei planctonici etc.).

De asemenea, distribuția grupată s-ar putea datora faptului că organismele pot răspunde activ la heterogenitatea mediului, evitînd zonele în care valorile factorilor de mediu se îndepărtează de la optimul caracteristic speciei și aglomerîndu-se în zonele în care valorile factorilor sînt foarte aproape de optim.

Într-un mediu heterogen, distribuția grupată a indivizilor sesili sau cu mobilitate redusă ai unor populații naturale va fi determinată parțial cel puțin de diferențierea în spațiu a ratelor de eliminare a indivizilor datorită îndepărtării sau apropierii de optimul caracteristic în cazul unui sau mai multor factori de mediu.

Competiția între diferite populații naturale în special pentru asigurarea necesităților energetice, asociată cu heterogenitatea mediului, conduce, de asemenea, la o grupare a indivizilor fiecărei populații în zonele în care fiecare din acestea sînt avantajate.

Desigur, trebuie să avem în vedere că un mediu relativ omogen, comportamentul de teritorialitate dezvoltat la indivizii unor populații naturale (păsări, mamifere etc.), precum și asocierea acestor condiții, pot determina o distribuție relativ uniformă a indivizilor unei populații.

În cazul unei populații cu efectiv numeric mare, ocupînd un spațiu restrîns (dimensiunile ecosistemului relativ mici) și ai cărei indivizi uneori au și o mare mobilitate, se poate considera că fiecare individ se poate afla în orice punct din spațiu, ceea ce ar corespunde unei distribuții întîmplătoare.

Acestea ar fi principalele categorii de informație care ar caracteriza semnificația ecologică a distribuției spațiale, desigur fără a exclude posibilitatea diferențierii și a altor categorii. Subliniem că nu interpretăm distribuția spațială ca rezultantă în exclusivitate a unor factori interni sau externi, ci ca rezultantă a intervenției unui complex de factori dintre care unul sau altul poate avea rol determinant.

În ceea ce privesc modalităţile concrete de apreciere a tipului de distribuţie spaţială a unei populaţii naturale cu suficientă acurateţe la diferite momente în timp, trebuie să subliniem că se întîmpină încă multe dificultăţi. Aceste dificultăţi sînt impuse de faptul că mărimea, forma, numărul şi modalităţile de prelevare a unităţilor de probă pot influenţa serios determinarea (Piellou, 1969 ; Elliot, 1977 ; Grieg-Smith, 1964). Astfel, dacă în cazul unei populaţii naturale cu distribuţie grupată se prelevă la întîmplare unităţi de probă după metoda pătratelor, distribuţia determinată va fi întîmplătoare dacă sînt folosite unităţi de probă foarte mici, sau foarte mari, sau grupată atunci cînd dimensiunea unităţii de probă este intermediară.

Determinarea tipului de distribuţie spaţială se face întotdeauna prin metode de analiză statistică a datelor empirice rezultate din analiza unităţilor de probă, în a căror prelevare s-a acordat atenţie, aşa cum am precizat mai sus (Anexa 3).

STRUCTURA PE VÎRSTE

Structura pe vîrste este o trăsătură structurală (parametru) a fiecărei populaţii sau specii şi este definită de : *a*) numărul claselor de vîrstă ; *b*) amplitudinea acestora şi *c*) distribuţia efectivului populaţiei pe clase de vîrstă.

Numărul şi amplitudinea claselor de vîrstă (a stadiilor de dezvoltare) variază în limite largi în raport cu variaţia intervalului acoperit de ciclul de dezvoltare al fiecărei specii, interval care se modifică în lumea vie într-un domeniu foarte larg, de la 1—3 zile (bacterii) la 1—4 săptămîni (alge monocelulare, zooplancton etc.), 3—12 luni (specii de nevertebrate, specii de plante anuale), 1—5 ani (moluşte, peşti etc.) pînă la 60—100 de ani sau chiar sute de ani (unele specii de mamifere sau plante).

În general se admit, pentru simplificare, în cazul populaţiilor naturale, trei vîrste ecologice (Bodenheimer, 1938 ; Simionescu, 1980) : prereproductivă, reproductivă şi postreproductivă. Avînd în vedere că, în raport cu structura pe vîrste, sînt diferenţiate ratele cu care se desfăşoară procesele metabolice, sensibilitatea la presiunea mediului şi fecunditatea (la organismele cu reproduceri repetate), se înţelege că mai ales la speciile cu ciclul de dezvoltare mai mare de 2—3 ani, este necesar ca, pentru caracterizarea cu acurateţe a stării unei populaţii, să se diferenţieze în cadrul fiecărei vîrste menţionată anterior, mai multe clase de vîrstă.

Subliniem, de asemenea, că durata ciclului de dezvoltare şi, în consecinţă, a fiecărei clase de vîrstă, variază în cadrul aceleaşi specii de la o populaţie la alta şi la aceeaşi populaţie, în timp, în funcţie de valorile pe care le iau o serie de factori de mediu, cum ar fi, temperatura, umiditatea, presiunea parţială de oxigen sau sursa de energie. Astfel, la populaţiile cladocerului *Daphnia pulex,* durata ciclului de dezvoltare este în medie de. 25—30 zile pentru condiţii de hrană suficientă şi temperatura 25 °C şi de 60 zile pentru aceleaşi condiţii de hrană, dar temperatură de 10 °C (Vădineanu, 1980).

La ortocladiinul *Propsilocerus danubialis* (*Chironomidae*), component al faunei bentonice din Delta Dunării, s-au evidenţiat două generaţii pe an, profund diferenţiate din punct de vedere al amplitudinii lor (4 luni

generația de iarnă și 8 luni generația de vară), în raport cu presiunea parțială a oxigenului la interfața sediment-apă (Vădineanu, 1980).

În ceea ce privește distribuția efectivului populației pe clase de vîrstă s-ar putea diferenția din punct de vedere teoretic trei situații distincte, dintre care numai una frecvent întîlnită la populațiile naturale.

1. În cazul în care o populație și-ar modifica mărimea după o curbă exponențială, ceea ce ar însemna că rata intrinsecă de creștere (r_m) precum și ratele globale ale natalității (b) și mortalității (d) ar rămîne constante (vezi pag. 240), s-ar realiza o distribuție stabilă pe clase de vîrstă ale efectivului. După cum se va constata ulterior, modelele exponențiale și logistic folosite pentru descrierea dinamicii mărimii populației, presupun că distribuția indivizilor pe clase de vîrstă este stabilă, presupunere nerealistă în cazul populațiilor naturale.

Distribuția stabilă pe clase de vîrstă se poate calcula pe baza datelor incluse în tabelele de viață care cuprind informațiile cu privire la natalitate și mortalitate, folosind relația matematică stabilită de Mertz (1970).

$$C_x = \frac{\lambda^{-x} l_x}{\sum_{i=0}^{\infty} \lambda^{-i} l_i} \qquad (10)$$

unde :

C_x = proporția de indivizi în categoria de vîrstă $x \rightarrow x+1$,
λ = e^{r_m} = rata finită de creștere a populației.
l_x = numărul de indivizi care supraviețuiesc la începutul clasei de vîrstă x,
x, i = notații care indică vîrsta.

Foarte rar se poate vorbi la populațiile naturale de o distribuție stabilă pe clase de vîrstă, deoarece ele nu-și desfășoară activitatea într-un mediu nelimitant sau constant.

Numai atunci cînd o specie pătrunde într-un nou ecosistem, populația care o reprezintă are în prima fază o creștere numerică exponențială și s-ar putea vorbi pe un interval relativ scurt de timp, de o distribuție stabilă pe clase de vîrstă.

2. Dacă mărimea populației s-ar menține la o valoare constantă, atunci rata globală (fără a ține cont de diferențierea pe vîrste) a mortalității (d) ar egala rata globală a natalității (b) și rata intrinsecă de creștere ar fi nulă.

În aceste condiții s-ar realiza o distribuție staționară pe vîrste, notată în tabelele de viață L_x (vezi pag. 234). Distribuția staționară este discutată doar ipotetic, ea arătînd care ar fi compoziția pe vîrste a populației la o anumită rată a mortalității, dacă rata natalității ar egala-o.

3. În cazul populațiilor naturale, fără excepție, distribuția pe clase de vîrstă se modifică continuu, în raport cu valoarea presiunii mediului care determină o eliminare diferențiată pe vîrste.

În mod obișnuit la populațiile naturale, în raport cu presiunea mediului, proporțiile indivizilor pe clase de vîrstă se modifică în limite largi de la un moment la altul, distribuția pe clase de vîrstă reprezentînd elementul cel mai sensibil al structurii pe vîrste.

Analiza unităților de probă prelevate cu frecvența stabilită în program, urmată de determinarea vîrstei pe căi diferite, în funcție de grupul de

organisme cărora aparţin populaţiile prezente în biocenoza studiată (după numărul de inele diferenţiabile la solzi, în cazul peştilor sau la cochilie în cazul bivalvelor ; dimensiunea capsulei cefalice, la chironomide ; greutatea cristalinului la iepure ; după numărul inelelor de creştere în cazul arborilor etc.), va permite estimarea mărimii populaţiei, şi respectiv, distribuţia indivizilor pe clase de vîrste la diferite momente în timp. În general, distribuţia indivizilor pe clase de vîrstă se reprezintă grafic pentru fiecare moment de prelevare a unităţilor de probă, plasînd pe ordonată clasele de vîrstă cu amplitudinile corespunzătoare, iar pe abscisă, proporţia de indivizi, caracteristică fiecărei vîrste. Se obţine astfel o succesiune de figuri foarte sugestive, cunoscute ca piramide ale vîrstelor şi care aproximează de obicei trei tipuri de bază (fig. 47). Analiza atentă a

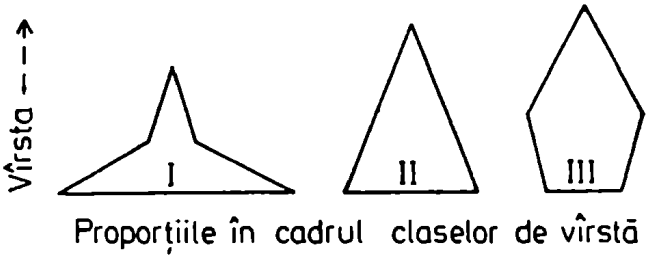


Fig. 47. Tipurile principale de piramide a vîrstelor reprezentînd o proporţie mare (I), medie (II), şi mică (III) de indivizi tineri în populaţie. (După Odum, 1971).

acestor piramide ne poate sugera faptul că populaţia are tendinţa de creştere rapidă a efectivului (I), că se află în starea de echilibru staţionar (II) sau că efectivul populaţiei se reduce (III).

Nu considerăm soluţionată problema înainte de a sublinia că, în cazul populaţiilor a căror generaţii nu se suprapun (discrete) la fiecare moment dat, întregul efectiv aparţine unei singure clase de vîrstă şi faptul că la populaţiile pentru care este foarte dificil să se determine vîrsta indivizilor, se poate înlocui distribuţia pe clase de vîrstă cu distribuţia pe clase de dimensiuni. Şi în acest ultim caz se poate surprinde diferenţierea ratei proceselor metabolice, a necesităţilor energetice, a sensibilităţii faţă de presiunea mediului, precum şi a prolificităţii pe categorii de indivizi integraţi în populaţie.

STRUCTURA GENETICĂ

În categoria parametrilor structurali ai populaţiilor naturale, polimorfismul genetic care reprezintă categoriile de indivizi diferenţiabili din punct de vedere genotipic şi distribuţia frecvenţelor (a efectivului) în cadrul acestor categorii (morfe) ocupă un loc aparte. Aceasta, datorită faptului că, deşi din punct de vedere teoretic se înţelege că structura genetică, şi mai ales modificarea sa în timp, reprezintă principala cale de estimare cantitativă a ratei transformărilor adaptative şi a posibilităţilor de răspuns ale populaţiilor naturale la modificările presiunii mediului, se întîmpină încă mari dificultăţi în folosirea sa ca parametru de stare în cadrul cercetărilor ecologice. Deşi cercetările de genetică moleculară din ultimii 25 de ani, precum şi noile tehnici biochimice de investigaţie permit abordarea directă (nu prin intermediul fenotipului) a genotipului unui organism, posibilitatea utilizării structurii genetice ca parametru de stare în aprecierea rolului ecologic al unei populaţii naturale este limitată de baza materială necesară unor asemenea investigaţii, de creşterea

considerabilă a volumului de muncă și de lipsa unei pregătiri adecvate de cele mai multe ori, a personalului implicat într-o asemenea cercetare.

Din punct de vedere teoretic s-a înțeles că relația dintre structura genetică și expresia parametrilor populaționali în fenotip este explicabilă prin teoria selecției naturale, datorită faptului că rata intrinsecă de creștere (r) este o măsură directă și sintetică a capacității competitive (valorii) a diferiților genotipi din componența unei populații (Ricklefs, 1973). S-au elaborat modele matematice deductive prin care se încearcă explicarea procesului de substituire sau de introducere a unor alele în genofondul populației (modificare a structurii genetice) și de corelare a acestui proces cu ritmul transformărilor evolutive (Haldane, 1957 ; Maynard-Smith, 1968 ; Moran 1970).

Ținînd cont de dificultățile menționate anterior în ceea ce privește determinarea structurii genetice a populațiilor naturale, nu este surprinzător faptul că, în toate studiile ecologice, acest parametru a fost redus numai la unul din aspectele sale principale, reprezentat de structura pe sexe.

Diferențierea pe sexe a indivizilor componenți ai majorității populațiilor naturale reprezintă una din expresiile polimorfismului genetic, de o mare semnificație în caracterizarea din punct de vedere ecologic și evolutiv a acestora. Pentru caracterizarea dinamicii mărimii populațiilor naturale cu reproducere sexuată este obligatoriu necesar să se cunoască proporția de reprezentare a celor două sexe (raportul sexelor) în cadrul fiecărei populații, precum și măsura în care raportul se menține relativ stabil sau se modifică în timp, în favoarea sau în detrimentul femelelor. Această condiție trebuie satisfăcută pentru că, în ultimă instanță, rata intrărilor de indivizi în populație, prin reproducere este determinată de numărul de femele și de prolificitatea acestora.

La majoritatea organismelor superioare, dimorfismul sexual se bazează pe diferențierea genetică și morfologică a unei singure perechi de cromozomi, denumiți în general cromozomi ai sexului (x și y) sau heterozomi. La multe din speciile la care sexul este determinat cromozomial, femela conține în garnitura dublă de cromozomi (2n) o pereche de cromozomi x (homogametică) iar masculul o pereche de cromozomi xy (heterogametic).

Subliniem că la speciile de păsări și fluturi, femela este heterogametică (xy) și masculul homogametic (xx).

Datorită faptului că gameții sînt haploizi, numai un singur cromozom al sexului se va afla în fiecare gamet și atunci dacă, fie pe cromozomul x sau y se află gene care avantajează în timpul meiozei producerea de gameți care conțin cromozomul x sau y, spunem că proporția unui sex sau altul în cadrul populației este orientată (Hamilton, 1967).

În cazul populațiilor la care femela este homogametică și cromozomul x conține gene care conferă un avantaj anume, numărul femelelor în populație va crește cu o rată mai mare decît rata de creștere a numărului de masculi, datorită faptului că un gamet femel (x) este mult mai probabil să fie fecundat de un gamet mascul care conține cromozomul x decît un gamet ce conține cromozomul y. În același tip de populații, dacă cromozomul y ar conține gene care-i conferă anumite avantaje în meioză, numărul de femele s-ar reduce în cadrul populației și mărimea acesteia ar descrește rapid pînă la extincție.

În condiții normale, atît cromozomul x cît și cromozomul y conțin gene care reprezează genele ce conferă o anumită orientare în producerea unui

tip de gameți, realizîndu-se în felul acesta un raport al sexelor echilibrat (1 : 1). Nu trebuie să se excludă posibilitatea de a se realiza o îndepărtare mai mult sau mai puțin pronunțată de la raportul de 1 : 1 în cadrul populațiilor naturale, pe măsură ce se parcurge ciclul de dezvoltare datorită diferențierii morfo-fiziologice și comportamentale a celor două sexe și în consecință a sensibilității lor la presiunea exercitată de mediu. Astfel s-a evidențiat la populațiile speciilor de *Sciurus carolinensis* și *Sciurus niger* (veverița) că, pe măsură ce se înaintează în vîrstă, proporția femelelor crește iar la o serie de populații aparținînd unor specii de rozătoare și păsări, în special cele care cuibăresc pe sol și femelele au o mortalitate mai mare, pe măsură ce indivizii înaintează în vîrstă, crește proporția masculilor (Simionescu, 1980).

La multe din speciile de organisme inferioare sexul este determinat genic, acest mecanism de determinare caracterizîndu-se prin labilitate în raport cu o serie de factori de mediu (amfipode, amfibieni etc.). Pentru populațiile acestor specii este de așteptat ca, în funcție de domeniile de fluctuație ale factorilor de mediu, să se producă transformarea sexului și să înregistrăm în limite relativ largi fluctuații ale raportului sexelor. Nu ne propunem să examinăm în detaliu o serie întreagă de alte situații care conduc la modificarea serioasă a raportului sexelor față de 1 : 1 (cînd încrucișarea se realizează cu dificultate sau este aproape imposibilă datorită distribuției unui efectiv relativ mic pe spații foarte largi ; reproducerea partenogenetică în fazele de creștere rapidă a mărimii populațiilor de cladocere și a populațiilor de afide) și, ca urmare subliniem că, pentru caracterizarea ecologiei populațiilor naturale sub aspect cantitativ este absolut necesar să stabilim proporția celor două sexe în cazul fiecăreia dintre ele (vezi pag. 248) ca o expresie a polimorfismului genetic a acestora. Pentru a realiza acest lucru este suficient să prelevăm la fiecare moment inclus în programul de cercetare, pe lîngă unitățile de probă cantitative, și unități de probă calitative, a căror analiză ne va permite ca, după criterii morfologice, să stabilim proporția femelelor și modificarea acesteia în timp.

MĂRIMEA POPULAȚIEI

Este principalul parametru de stare structural care caracterizează orice populație naturală aflat în strînsă interdependență cu ceilalți parametri de stare structurali pe care-i influențează și de care este influențat profund. Mărimea populațiilor naturale fluctuează, în general, în limite largi, cu ritmuri diferite, fiind cel mai sensibil parametru de stare la modificările presiunii mediului.

— Care sînt modalitățile de exprimare a mărimii populației ?

Cel mai frecvent, efectivul populațiilor naturale se exprimă ca număr de indivizi raportat la unitatea de suprafață sau volum a ecosistemelor care integrează populațiile date. Acest mod de exprimare reprezintă unitatea de măsură larg folosită în ecologie și cunoscută ca densitate absolută. Așa cum subliniam în capitolul în care caracterizam structura biocenozelor, pentru a evidenția populațiile dominante nu este, de cele mai multe ori suficient să exprimăm mărimea populațiilor numai prin densitatea numerică. Sînt populații care realizează densități numerice mici comparativ cu alte populații, dar care acumulează o cantitate de substanță organică sau energie echivalentă sau mai mare.

Astfel, populațiile de *Chironomus plumosus* (*Chironomidae,* subfam. *Chironominae*) au realizat în perioada 1976—1980 în complexul de ghioluri Roșu-Puiu (Delta Dunării) densități numerice cuprinse în domeniul 200—1 000 indivizi/m^2, iar populațiile de *Propsilocerus danubialis* (*Chironomidae, Ortocladiinae*) au realizat în aceeași perioadă densități numerice incluse în domeniul 1 000—6 000 indivizi/m^2 dar, în ceea ce privește substanța organică sau energia stocată, valorile au fost permanent mai mari pentru *Chironomus plumosus* (Botnariuc și Vădineanu, 1981).

Se impune în aceste condiții ca, în procesul de stabilitate a populațiilor dominante ale unei biocenoze, să se ia în considerare atît densitatea numerică cît și densitatea în biomasă (miligrame sau grame substanță uscată/unitatea de suprafață sau volum).

Dacă avem însă în vedere faptul că majoritatea populațiilor animale și vegetale au o distribuție spațială grupată și că efectele fluctuațiilor unor factori de mediu asupra proceselor majore răspunzătoare de modificarea în timp a mărimii populațiilor sînt dependente de densitate, atunci apare clar că exprimarea mărimii unei populații prin densitatea numerică și biomasă, așa cum am prezentat mai sus, nu este satisfăcătoare. Ca urmare, se conturează necesitatea ca, pentru a corela cît mai corect o serie de răspunsuri ale populațiilor naturale exprimate prin valori distincte ale mărimii lor, să se calculeze și *densitatea ecologică,* care reprezintă în fond numărul de indivizi raportat la unitatea de suprafață sau volum locuită de populație în cadrul ecosistemului. Calcularea densității ecologice este o problemă dificilă pentru că presupune în primul rînd, determinarea cu acuratețe a modului de distribuție spațială precum și modificarea sa în timp iar, în al doilea rînd, delimitarea grupărilor de indivizi. Ținînd cont de scopul pentru care se determină densitatea ecologică, considerăm că este suficient să fie exprimată numai prin număr de indivizi.

În anumite situații, cînd cercetarea se desfășoară după un program simplificat, pentru a realiza o caracterizare foarte generală a populațiilor și a ecosistemelor dintr-o zonă geografică, datele de care dispunem ne permit doar aprecieri de genul „zona A" conține mai mulți indivizi din populația „X" decît zona „B", fără a putea determina densitatea absolută. Acest mod de exprimare a mărimii populațiilor reprezintă ceea ce se cunoaște ca *densitate relativă* și se apropie mai mult de un indice de abundență cu valoare orientativă asupra rolului posibil al fiecărei populații.

— Care sînt căile de determinare a mărimii populației ?

Încercăm să rezolvăm această problemă diferențiat prezentînd, în primul rînd, modalitățile principale de determinare sau estimare a mărimii populațiilor naturale, exprimată sub formă de densitate absolută sau densitate ecologică pentru ca, în final, să efectuăm o scurtă caracterizare a modalităților de apreciere a densității relative.

a. Determinarea efectivului total, care se bazează pe numărarea tuturor indivizilor unei populații. Trebuie să subliniem că, deși este modalitatea cea mai directă și ideală în ceea ce privește gradul de precizie, nu poate fi aplicată practic decît în cazul populațiilor aparținînd cîtorva specii de animale (în special păsări cu comportament de teritorialitate sau coloniale) și plante (specii de arbori care populează suprafețe restrînse) și desigur, în cazul populațiilor umane.

b. Estimarea densității absolute sau ecologice pe baza prelevării și analizei probelor. Aceasta este calea utilizată în cazul majorității popu-

laţiilor animale şi vegetale dar care are totuşi particularităţi distincte atunci cînd se aplică la populaţiile vegetale, la populaţiile de animale sesile sau cu mobilitate redusă sau cînd se aplică la populaţiile de animale care se caracterizează prin mobilitate.

b_1. Metoda pătratelor — constă în prelevarea la fiecare moment stabilit pentru estimarea mărimii populaţiei, a unei probe alcătuită din „n" unităţi de probă, de formă şi mărime convenabil aleasă. Deşi metoda este denumită astfel, forma unităţilor de probă poate fi diferită (pătrat, dreptunghi, circulară etc.). Forma, mărimea şi mai ales numărul unităţilor de probă reprezintă elemente esenţiale care se au în vedere la stabilirea programului de cercetare (pag. 210) în aşa fel încît să asigure, în cazul fiecărei specii sau grup de organisme, în raport cu particularităţile lor biologice, estimarea în limitele unei erori admise a densităţii. Analizînd ulterior cele „n" unităţi de probă prelevate şi conservate adecvat (în general conservarea se face în formol 4% sau alcool 70%) se vor obţine „n" valori privind numărul de indivizi din populaţia urmărită/unitatea de probă.

Valorile astfel obţinute sînt supuse analizei statistice care reduce datele empirice ale probei la valorile a doi indici statistici, numărul mediu de indivizi/unitatea de probă şi varianţa (domeniul de dispersie a valorilor individuale în jurul valorii medii). Cunoscînd cu precizie suprafaţa sau volumul unităţii de probă se extrapolează rezultatul privind numărul mediu de indivizi/unitatea de probă la o unitate de suprafaţă sau volum standard (m^2 sau m^3), obţinîndu-se astfel densitatea medie a populaţiei şi varianţa corespunzătoare.

Nu trebuie să se uite faptul că densitatea medie absolută sau ecologică calculată pe baza unei probe alcătuite din „n" unităţi de probă, reprezintă o estimare a valorii reale a densităţii absolute sau ecologice a populaţiei, estimare care se încadrează în limitele erorii admise (în general eroarea admisă este de 10—20%). În general se realizează estimarea densităţii populaţiilor vegetale şi a populaţiilor de animale sesile şi cu mobilitate redusă (nevertebrate în special) prin metoda pătratelor în limitele erorii admise, dacă se respectă următoarele condiţii :

— cunoaşterea cu exactitate a suprafeţei sau volumului unităţii de probă ;

— extragerea unităţilor de probă trebuie să se efectueze astfel încît să se surprindă heterogenitatea condiţiilor de mediu (de obicei o combinaţie între extragerea randomizată şi sistematică) de care depinde, în mare măsură, tipul de distribuţie spaţială şi să se asigure în felul acesta ca proba analizată să fie reprezentativă pentru populaţia studiată ;

— numărul de indivizi din fiecare unitate de probă trebuie să fie determinat cu exactitate sau să se estimeze cu eroare cît mai mică (în cazul unităţilor de probă extrase pentru determinarea densităţii populaţiilor planctonice nu se pot număra toţi indivizii şi, ca urmare, numărul de indivizi din fiecare unitate de probă se estimează pe baza analizei unor subprobe) ;

— deşi este o etapă mare consumatoare de timp, trebuie să se asigure analiza unitară a tuturor unităţilor de probă care s-au stabilit a fi extrase.

b_2. Metoda capturării — marcării şi recapturării este folosită pentru estimarea densităţii absolute numai la populaţiile de animale caracterizate în general printr-o mobilitate pronunţată şi în cazul cărora metoda

pătratelor este neadecvată. Pînă în prezent metoda a fost larg folosită în studiul populațiilor de lepidoptere, coleoptere (Southwood, 1970), pești și mamifere (Jolly, 1965, Dahl, 1919 ; Manly, 1970 ; Cormack, 1968).

Datorită progreselor efectuate în analiza statistică în special după 1950, forma simplă a metodei cunoscută ca „metoda Peterson" a fost considerabil extinsă și diversificată, punîndu-se la punct diferite variante care presupun recapturări multiple și care asigură nu numai estimarea mărimii populației la diferite momente în timp ci și aprecierea ratelor de intrare (natalitate—imigrare) și de ieșire (mortalitate—emigrare) a indivizilor din populație. Dintre ultimele variante ale metodei, cea mai bine fundamentată din punct de vedere teoretic și cu mare aplicabilitate practică este varianta cunoscută ca metoda Jolly (Jolly, 1965), recent completată pentru a lua în considerare erorile incluse în estimarea mărimii populației prin pierderea mărcilor (Arnoson și Mills, 1981).

Vom caracteriza în cele ce urmează varianta cea mai simplă și respectiv varianta cea mai completă a metodei capturării, marcării și recapturării.

b_2'. Metoda Peterson constă în faptul că se extrage din populația studiată o probă de mărimea A, se marchează indivizii prinși și se eliberează în populație. După ce sîntem siguri că indivizii marcați s-au răspîndit în interiorul populației se extrage o a doua probă de mărimea B și se stabilește care este numărul de indivizi marcați prezenți în probă (D). Presupunînd că intervalul dintre cele două momente de prelevare a probelor a fost suficient de scurt încît în populație nu au avut loc intrări și ieșiri de indivizi și asigurîndu-ne că probele au fost suficient de mari și, ca urmare, numărul de indivizi recapturați este, de asemenea mare, atunci estimăm mărimea populației după relația :

$$\hat{N} = \frac{A \cdot B}{D} \tag{11}$$

iar varianța mărimii estimată o calculăm după relația :

$$\text{var}\,(\hat{N}) = \frac{A^2 B\,(B-D)}{D^3} \tag{12}$$

Estimarea mărimii populației folosind această variantă a metodei capturării, marcării și recapturării este dependentă într-o foarte mare măsură de următoarele restricții pe care se bazează metoda în general.

1. în intervalul dintre momentele prelevării probelor nu au loc intrări și ieșiri de indivizi în populație ;

2. prelevarea probelor și marcarea să se efectueze în intervale scurte de timp, comparativ cu intervalele dintre momentele de extragere a lor ;

3. indivizii marcați sînt răspîndiți la întîmplare în interiorul populației ;

4. probele se extrag randomizat pentru ca toți indivizii populației să păstreze șanse egale de a fi capturați ;

5. indivizii capturați o dată păstrează aceeași probabilitate de a fi recapturați ;

6. sistemul de marcare folosit (inelarea în cazul păsărilor, folosirea unor coloranți în cazul insectelor, tăierea unui deget în cazul mamiferelor mici și amfibienilor, aplicarea unor mărci pe opercul în cazul peștilor etc.) nu afectează starea fiziologică și comportamentul indivizilor marcați ;

7. mărcile folosite nu sînt pierdute şi nu se suprapun (acelaşi individ nu este marcat de mai multe ori).

Experienţa acumulată în ultimii ani permite aplicarea metodei capturării, marcării şi recapturării în aşa fel încît să fie satisfăcute în cea mai mare măsură restricţiile menţionate cu excepţia primei, care reprezintă principala sursă de eroare atunci cînd se efectuează o singură recapturare (metoda Peterson).

b) . Capturarea, marcarea şi recapturarea multiplă (metoda Jolly) asigură depăşirea limitelor impuse de prima restricţie, permiţînd în acelaşi timp să se estimeze ratele de intrare şi ieşire de indivizi din populaţie şi să se iniţieze deci studiul dinamicii acesteia.

Ideea principală care stă la baza acestei variante constă în faptul că, dacă la un moment dat un lot de indivizi este capturat, marcat şi eliberat în populaţie atunci, la orice moment după aceea pe un interval de timp egal cu durata ciclului de dezvoltare a speciei, **populaţia va fi reprezentată** din indivizi marcaţi şi nemarcaţi. Astfel, dacă considerăm că s-ar efectua a 3-a recapturare, putem să reprezentăm schematic efectivul populaţiei ca fiind format din M_3 indivizi marcaţi şi T_3 indivizi nemarcaţi (fig. 48).

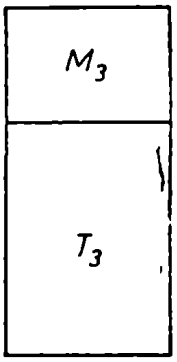


Fig. 48. Diagrama efectivului populaţiei.

În această situaţie, pentru a estima mărimea populaţiei ($\hat{N}_3$), este necesar să cunoaştem doi termeni :

1. numărul de indivizi marcaţi existenţi în populaţie (M_3) ;

2 proporţia de indivizi marcaţi în populaţie (M_3/M_3+T_3), şi atunci :

$$\hat{N}_3 = \frac{M_3}{M_3/M_3+T_3}, \qquad (13)$$

Problema care se ridică în momentul de faţă este aceea de a găsi modalităţile de calcul ale celor doi termeni menţionaţi.

În ceea ce priveşte determinarea proporţiei din întreaga populaţie care o constituie indivizii marcaţi, lucrurile sînt relativ simple pentru că este suficient să extragem la întîmplare o probă (în cazul nostru concret să efectuăm a 3-a recapturare) şi să determinăm numărul de indivizi marcaţi şi respectiv nemarcaţi din componenţa sa. Proba fiind extrasă la întîmplare (toţi indivizii populaţiei au şansa egală de a se afla în probă), atunci putem presupune că proporţia de indivizi marcaţi din probă

(număr de indivizi marcaţi existenţi în pr.)
număr total de indivizi din probă

este egală cu proporţia de indivizi marcaţi de la nivelul întregii populaţii. Asta înseamnă că, dacă notăm pentru momentul luat în considerare de noi cu : M_3' — numărul de indivizi marcaţi din probă ; T_3' — numărul de indivizi nemarcaţi din probă, atunci putem scrie :

$$\frac{M_3'}{M_3'+T_3'} = \frac{M_3}{M_3+T_3} \qquad (14)$$

Numărul total de indivizi marcaţi existenţi în populaţie în momentul efectuării celei de a 3-a recapturări (M_3) este mai mic decît numărul existent la a 2-a recapturare (M_2) datorită faptului că, în intervalul dintre cele două recapturări succesive, o parte din indivizii marcaţi au ieşit din popu-

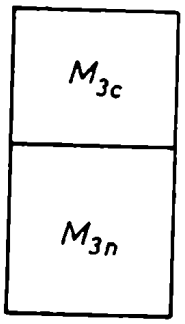


Fig. 49. Diagrama numărului de indivizi marcați existenți în populație la momentul t_3.

lație datorită fenomenului de emigrație sau datorită mortalității.

Pentru a determina numărul de indivizi marcați existenți în populație în momentul extragerii probei (recapturării) folosim același raționament ca mai sus. Ca urmare, considerăm că numărul total de indivizi marcați prezenți în populație la a 3-a extragere de probe este reprezentat pe de o parte de indivizi marcați și capturați în proba extrasă și de indivizi marcați dar necapturați în probă (fig. 49).

Menținînd raționamentul înseamnă că numărul de indivizi marcați existenți în populație (M_3) se calculează după o relație similară cu (13), dacă se cunoaște numărul de indivizi marcați și capturați la extragerea 3-a (M_{3c}), termen lesne de determinat printr-o simplă numărare a indivizilor marcați prezenți în probă și proporția de indivizi marcați și capturați din totalul indivizilor marcați prezenți în populație ($M_{3c}/M_{3c}+M_{3n}$).

Pentru calcularea acestui din urmă termen care ar permite rezolvarea în principiu a problemei, Jolly a folosit un model de estimare, pe care-l prezentăm în contextul întregului sistem de relații matematice care caracterizează varianta la care ne referim, în cadrul anexei 7.

În concluzie, la orice moment „t_i" de prelevare a probelor ulterior momentului de capturare, marcare și eliberare în populație, se poate determina numărul de indivizi marcați existenți în populație (M_i) și proporția de indivizi marcați din întreaga populație, pe care am putea s-o notăm :

$$\alpha_i = \frac{M_i}{M_i + T_i} \tag{15}$$

după raționamentul pe care l-am prezentat în detaliu mai sus și în consecință se poate estima la fiecare moment mărimea populației după relația generală :

$$\hat{N}_i = \frac{M_i}{\alpha_i} \tag{16}$$

De asemenea, se înțelege că dacă se cunoaște numărul de indivizi marcați existenți în populație la fiecare moment „t_i", atunci se poate estima rata eliminărilor din populație pe durata fiecărui interval delimitat de două momente succesive precum și rata de supraviețuire după relațiile :

$$\hat{\varnothing}_i = \frac{M_{i+1}}{M_i} \cdot 100 \tag{17}$$

$$\hat{q}_i = \frac{M_i - M_{i+1}}{M_i} \cdot 100 \tag{18}$$

unde :

$\hat{\varnothing}$ = rata de supraviețuire,

$\hat{q}_i$ = rata de eliminare,

M_{i+1} = numărul total de indivizi marcați din populație la momentul t_{i+1}

După cum se observă, pentru calcularea ratelor de supraviețuire și de eliminare s-au folosit numai datele cu privire la indivizii marcați din populație, considerîndu-se că indivizii nemarcați sînt supuși aceloraşi date. Desigur, dacă metoda este astfel aplicată încît să fie respectate restricțiile menționate, nu există nici o cauză reală care ar putea determina o diferențiere a capacității de supraviețuire a celor două categorii de indivizi.

Avem în această fază a aplicării metodei suficiente elemente pe care să le interpretăm astfel încît în mod indirect să facem aprecieri și asupra ratei intrărilor de indivizi (prin natalitate și imigrare) în populație în intervalul dintre două momente succesive de estimare a mărimii populației. Dacă presupunem că în intervalul t_i la t_{i+1} nu au intrat indivizi în populație, atunci mărimea populației estimată pentru momentul t_{i+1} ar trebui să fie $\hat{N}_i \cdot \frac{\hat{\mathcal{C}}_i}{100}$ pe care o notăm $\hat{N}'_{i+1}$.

Dacă însă valoarea estimată a mărimii populației la momentul t_{i+1} după relația (6) este $\hat{N}_{i+1} > \hat{N}'_{i+1}$, atunci înseamnă că în populație au intrat indivizi prin imigrare sau natalitate, iar numărul de indivizi intrați este dat de diferența :

$$\hat{B}_i = \hat{N}_{i+1} - \hat{N}'_{i+1} \tag{19}$$

unde $\hat{B}_i$ = numărul de indivizi intrați în populație în intervalul de la t_i la t_{i+1}.

Atunci rata intrărilor de indivizi în populație între două momente succesive de recapturare este dată de relația :

$$\hat{b}_i = \frac{\hat{B}_i}{\hat{N}_i} \cdot 100 \tag{20}$$

unde :

$\hat{b}_i$ = rata intrărilor de indivizi în populație în intervalul t_i la t_{i+1},

$\hat{N}_i$ = mărimea estimată a populației la momentul t_i

Am prezentat în acest paragraf principiul și raționamentele care stau la baza metodei capturării, marcării și recapturării în varianta Jolly, pentru ca aplicarea concretă a întregului model în vederea estimării mărimii populației, a ratelor de intrare și ieșire de indivizi, precum și în vederea calculării varianțelor mărimilor respective să o prezentăm în anexa 7.

c. Căi de apreciere a densității relative. Așa cum am menționat anterior, densitatea relativă permite să ne formăm doar o imagine de ansamblu asupra modificărilor de amploare ale mărimii populațiilor naturale și, ca urmare, nu poate fi folosită ca parametru pentru caracterizarea dinamicii acestora. Deși se cunosc în literatura de specialitate diferite căi de apreciere a densității relative, toate sînt dependente de natura și modalitatea de prelevare a probelor.

Între datele empirice ale probelor analizate și mărimea populației nu se poate stabili o relație cantitativă. De aceea, așa cum arătam, densitatea relativă reprezintă mai mult un indice de abundență. Din multitudinea de tehnici utilizate pentru determinarea densității relative prezentăm pe scurt doar cîteva :

c_1. Estimarea densității relative cu ajutorul capcanelor, în special la mamiferele mici (rozătoare), la insectele de noapte (capcane luminoase), în cazul insectelor aflate în zbor (capcană aspirator) sau la plancton (fileu-planctonic). Numărul de indivizi capturați prin asemenea mijloace depinde nu numai de densitatea populației ci și de activitatea indivizilor, de distanța deplasărilor efectuate.

c_2. La populațiile de pești se fac aprecieri în funcție de cantitatea de pește prins pe unitatea de efort. Astfel se exprimă adeseori numărul de indivizi/100 ore de pescuit.

c_3. Alteori se folosesc chestionarele adresate în special vînătorilor și pescarilor pentru a obține informații cu privire la modificarea mărimii populațiilor de animale mari. Se înțelege că aceste aprecieri sînt subiective și ele constituie doar informații cu valoare de semnal asupra modificărilor ample ale mărimii unor populații, care urmează să fie supuse unei cercetări amănunțite.

c_4. Gradul de acoperire al suprafeței solului de către o specie de plante este folosit adeseori de botaniști ca o modalitate de apreciere a densității relative.

Este suficient să se realizeze estimarea mărimii populației la un singur moment dat ?

Răspunsul la această întrebare foarte importantă se poate da relativ ușor dacă se are în vedere faptul că populația ca sistem foarte complex, este un sistem dinamic, supus permanent unei presiuni variabile din partea mediului și care realizează continuu tranziții de stare în cadrul unui domeniu de stabilitate. Mărimea populației fiind principalul parametru de stare structural va oglindi cel mai fidel ajustarea stării populației prin mecanisme de autocontrol proprii, în concordanță cu modificările presiunii mediului. Dacă așa stau lucrurile se înțelege că pentru a aprecia cît mai corect rolul populației în desfășurarea funcțiilor biocenozei este necesar să surprindem cît mai fidel tranzițiile de stare ale acesteia și, ca urmare, se impune necesitatea realizării unei serii de estimări ale mărimii (densității) suficient extinsă în timp încît să permită delimitarea domeniului de stabilitate.

Într-o anumită fază a cercetării ecologiei populațiilor naturale dispunem deci de o serie de valori medii ale mărimii populației și de domeniile de dispersie ale valorilor individuale în jurul valorilor medii (varianța), obținute prin interpretarea statistică a datelor empirice (v. Anexa 1) rezultate din analiza unităților de probă (n), prelevate la diferite momente în timp.

Reamintim faptul că, în cazul majorității populațiilor animale și vegetale (exceptînd puținele cazuri cînd putem determina mărimea populației prin numărarea directă și totală), efectivele determinate reprezintă numai estimări în limitele unor erori admise ale valorilor reale și, ca urmare, pentru înțelegerea și cuantificarea dinamicii mărimii acestora se ridică o altă problemă importantă.

Toate valorile mărimii populației înregistrate pe intervalul în care s-a desfășurat cercetarea (3—5 ani) reflectă răspunsuri distincte față de presiunea mediului ?

Pentru a rezolva problema trebuie să găsim calea prin care estimările efectuate asupra mărimii populației precum și variantele corespunzătoare să fie comparate două cîte două și să se stabilească dacă diferențele dintre ele sînt semnificative sau nu.

Este necesar să se compare atît estimatele cît şi varianţele corespunzătoare deoarece orice distribuţie de frecvenţă (valorile empirice rezultate din analiza unităţilor fiecărei probe pot fi ordonate într-o distribuţie de frecvenţe) este caracterizată de aceşti doi indici statistici (media şi varianţa). În figura 50 este ilustrat faptul că distribuţiile de frecvenţe pot avea aceeaşi medie dar domenii de dispersie ale valorilor individuale (varianţe) diferite sau pot avea aceeaşi varianţă dar medii diferite (Krebs, 1972).

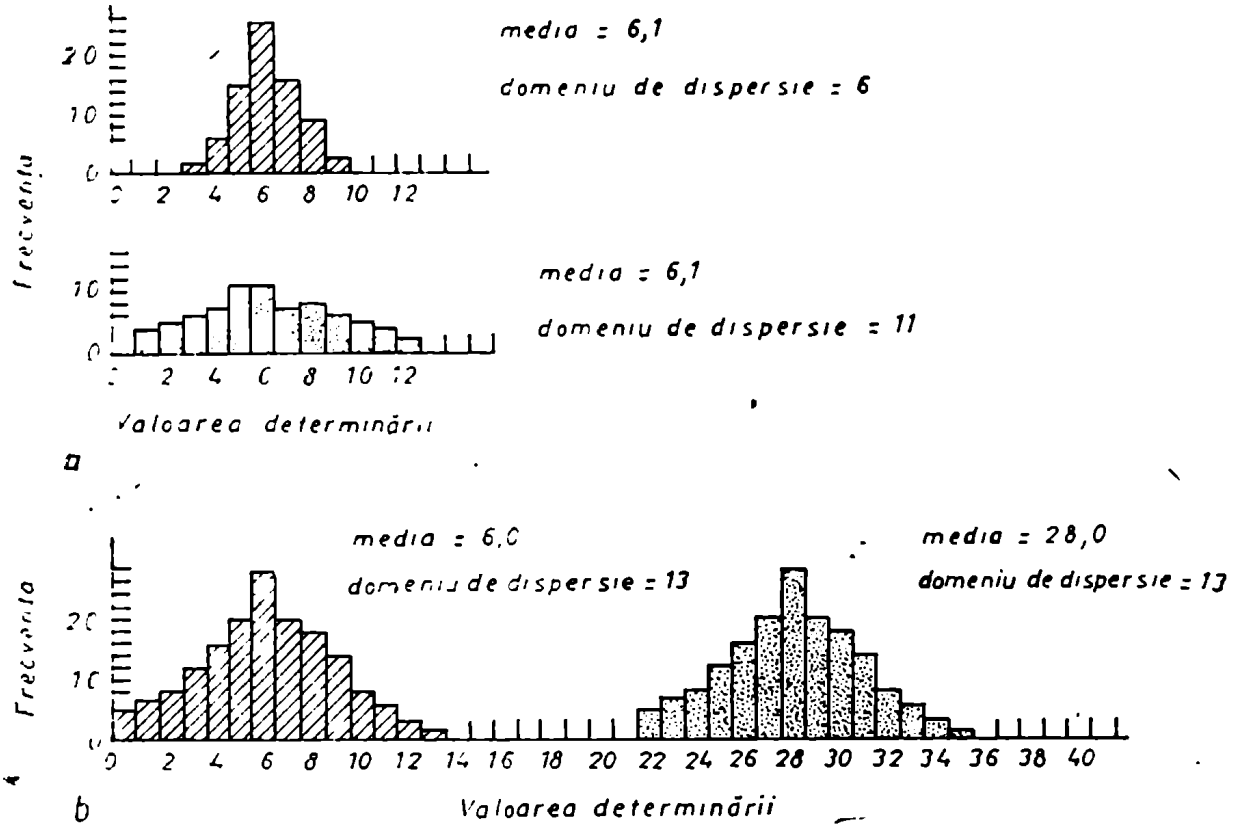


Fig. 50. Compararea a două populaţii pe baza mediei şi a domeniului de dispersie ale valorilor individuale ale unui parametru oarecare. În (a) populaţiile au mediile egale dar diferite domenii de dispersie ale valorilor individuale iar în (b) au domeniile de dispersie egale şi mediile diferite.

Adeseori distribuţiile de frecvenţe se deosebesc atît prin mediile cît şi prin varianţele lor. Din punct de vedere statistic, comparaţia indicilor care caracterizează distribuţiile de frecvenţe corespunzătoare fiecărei probe se realizează relativ simplu folosind teste de semnificaţie adecvate. (Anexa 1).

Numai valorile care se vor deosebi semnificativ unele de altele vor fi luate în considerare, ca reflectînd răspunsuri distincte ale populaţiei.

Care sînt procesele implicate în modularea în timp a mărimii populaţiei ?

Populaţia ca sistem dinamic îşi reînoieşte continuu elementele componente (indivizii) prin procese care asigură intrările şi respectiv ieşirile. În figura 51 prezentăm schematic o populaţie naturală de mărime N şi principalele procese sau mecanisme prin care noi indivizi sînt introduşi în populaţie şi corespunzător principalele procese prin care indivizii sînt permanent eliminaţi din populaţie.

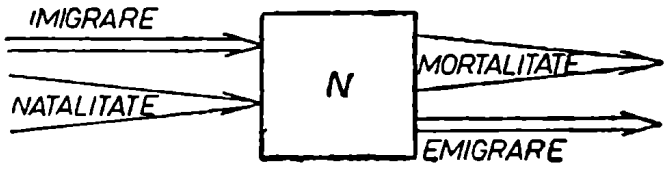


Fig. 51. Procesele care asigură intrările şi respectiv ieşirile de indivizi din populaţie.

Aceste procese sînt natalitatea şi imigraţia şi respectiv mortalitatea şi emigraţia. Este lesne de înţeles că, dacă rata intrărilor de indivizi în populaţie (nr. ind./unitatea de suprafaţă sau volum/timp) este mai mare decît rata ieşirilor de indivizi, atunci pentru intervalul cît această relaţie se va menţine, mărimea populaţiei se va modifica în sensul creşterii sale. Dacă, din contră, rata intrărilor de indivizi va fi mai mică decît rata cu care sînt eliminaţi indivizii din populaţie atunci mărimea populaţiei se va modifica în sensul descreşterii sale. Pentru intervale foarte scurte de timp ratele proceselor care asigură intrarea şi ieşirea indivizilor pot fi egale şi atunci mărimea populaţiei este staţionară.

Subliniem faptul că fenomenul este mult mai complex, că fiecare proces menţionat se desfăşoară cu viteze diferite, că la anumite populaţii naturale (cu mobilitate foarte slabă) intrarea şi ieşirea de indivizi se realizează preponderent prin natalitate şi mortalitate, pe cînd în cazul altor populaţii, cel puţin în anumite perioade, echilibrul dinamic să se realizeze predominant prin dispersie * (imigrare şi emigrare). Adăugăm faptul că la o serie de populaţii cu dispersie pronunţată, deşi rata intrărilor prin imigrare şi respectiv rata ieşirilor prin emigrare se menţin la valori ridicate, totuşi s-a constatat că ele nu contribuie semnificativ la modularea în timp a mărimii populaţiei, cel puţin pe anumite intervale de timp, datorită faptului că se compensează reciproc.

Am văzut că, în cazul folosirii metodei capturării, marcării şi recapturării în varianta Jolly, pentru estimarea mărimii populaţiei se pot estima, de asemenea, ratele care caracterizează intrarea şi ieşirea de indivizi din populaţie. Dar, pentru a înţelege şi explica cantitativ dinamica mărimii populaţiei sîntem interesaţi să diferenţiem măsura în care dispersia depinde de presiunea mediului (în special de sursa de energie, competiţia intra şi interspecifică) şi în care influenţează dinamica populaţiei distinct faţă de contribuţia natalităţii şi mortalităţii.

Pentru separarea dispersiei ca fenomen de celelalte două procese, natalitatea şi mortalitatea în cazul populaţiilor animale a căror indivizi manifestă o mobilitate relativă sau mare pe durata întregului ciclu de dezvoltare (strict vorbind, dispersia se manifestă şi în cazul populaţiilor vegetale şi animale sesile sau cu slabă mobilitate care au cel puţin un stadiu din ciclul de dezvoltare în care indivizii se deplasează activ sau pasiv la distanţe considerabile depăşind limitele ecosistemului), se pot utiliza două modalităţi distincte (Krebs, 1972) :

1. Se reduce suprafaţa ecosistemului la suprafaţa unui pătrat alcătuit din patru pătrate mai mici (fig. 52). Suprafaţa pătratelor mici trebuie să fie astfel aleasă încît rata de dispersie să nu fie prea mare şi acest fapt

---

* Dispersia ca fenomen include imigrare şi emigrare care sînt deplasări de indivizi ai unei specii într-un singur sens şi care asigură extinderea arealului speciei. Dispersia reprezintă unul din mecanismele de reglaj ale mărimii populaţiei. Nu trebuie să se confunde cu migraţia care presupune deplasări în ambele sensuri şi implică reîntoarcerea ritmică în biotopul eliberat anterior.

apreciat, desigur, în funcţie de biologia populaţiei studiate. Se presupune că rata mortalităţii şi respectiv rata natalităţii este aceeaşi în pătratul mare şi în subunităţile sale, diferenţele fiind induse doar de eroarea cu care se face estimarea.

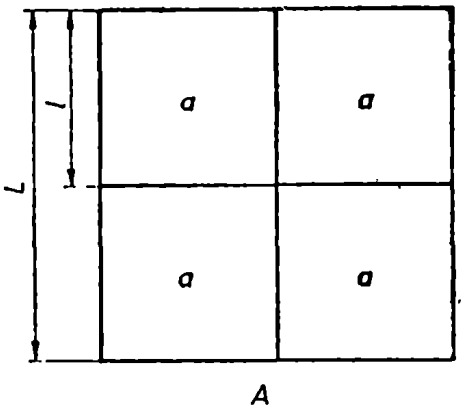


Fig. 52. Organizarea zonei de cercetare pentru determinarea ratelor de imigrare şi emigrare.

În ceea ce priveşte însă ratele de imigrare şi emigrare, trebuie să fie de două ori mai mari în pătratele mici faţă de suprafaţa totală (A), dacă dispersia are loc cu aceeaşi probabilitate în toate direcţiile. Diferenţa pe care am menţionat-o în legătură cu ratele de imigrare şi emigrare este determinată de faptul că raportul perimetru/suprafaţă este de două ori mai mare în pătratele mici faţă de cel mare.

Aplicînd metoda capturării, marcării şi recapturării şi raţionamentele corespunzătoare pentru estimarea ratei intrărilor şi ieşirilor de indivizi din populaţie, în cazul celor două categorii de compartimente putem diferenţia rata imigrării şi emigrării astfel : pentru compartimentul A, rata de ieşire (rata mortalităţii+rata emigrării)=g ; pentru compartimentul a,

(q) (E_A)

rata de ieşire (rata mortalităţii+2 (rata emigrării din A))=h. Scăzînd cele două relaţii atunci

$$h - g = E_A \qquad (21)$$

unde :

E_A = rata emigrării la nivelul compartimentului A (deci la nivelul populaţiei).

De exemplu :

$$q + E_A = g = 25\%/\text{lună}$$

$$q + 2\,E_A = h = 30\%/\text{lună}$$

$$E_A = 5\%/\text{lună}$$

$$q = 25\%/\text{lună}$$

Folosind acelaşi procedeu se poate diferenţia rata imigrării de rata natalităţii.

2. Cea de a doua modalitate ar fi mai laborioasă şi presupune, în principiu, marcarea, folosind mărci distincte a cîte unui lot de indivizi în două ecosisteme adiacente şi determinarea ulterioară a numărului de indivizi marcaţi care au trecut dintr-un ecosistem în altul. Se pot aprecia în final ratele imigrării şi emigrării caracteristice fiecăreia dintre populaţiile între care s-au realizat schimburile.

Natalitatea — este un termen care defineşte un proces amplu care include producerea de noi indivizi prin naştere, ecloziune, germinare sau diviziune. În legătură cu reproducerea, ca program superior al indivizilor a cărui îndeplinire asigură reînnoirea şi perpetuarea oricărei populaţii naturale, trebuie să distingem două aspecte care adeseori se confundă.

— Fecunditatea, prin care se înţelege performanţa potenţială sau capacitatea fizică a unei populaţii în ceea ce priveşte reproducerea.

— Fertilitatea, exprimă măsura în care capacitatea fizică se concretizează în indivizi viabili introduşi în populaţie.

Astfel, în populaţia umană se estimează că rata fertilităţii este un nou născut/8 ani/femelă matură sexual iar rata fecundităţii de un nou născut/9—11 luni/femelă ajunsă la maturitate sexuală.

După ce am făcut aceste precizări înseamnă că rata natalităţii este identică cu rata fertilităţii, ambele exprimînd numărul de indivizi introduşi în populaţie/femelă/unitate de timp. Rata natalităţii nu este o constantă, ea se modifică într-un domeniu caracteristic fiecărei populaţii. Fluctuaţiile în cadrul domeniului se datorează în general variaţiei presiunii mediului şi în particular modificărilor în cantitatea şi calitatea hranei, în densitatea populaţiei respective sau a populaţiilor competitoare. De asemenea, subliniem că rata natalităţii se diferenţiază pentru aceleaşi condiţii în raport cu structura pe vîrste a populaţiei, fapt care determină ca, în practică, să se ia în considerare rata natalităţii specifică de vîrstă.

Mortalitatea defineşte procesul de eliminare de indivizi din populaţie prin moarte fiziologică (după ce au parcurs întreg ciclul de dezvoltare) şi mai ales datorită acţiunii prădătorilor, bolilor sau altor factori care acţionează la întîmplare.

Complementar putem vorbi de longevitatea fiziologică care se confundă cu durata ciclului de dezvoltare şi care este particulară fiecărei populaţii şi de longevitatea ecologică care exprimă, de fapt, longevitatea medie realizată în condiţii de mediu date. De asemenea, complementar procesului de eliminare (mortalitate), este fenomenul de menţinere sau supravieţuire a indivizilor în cadrul populaţiei.

Ca şi în cazul ratei natalităţii trebuie să specificăm că rata mortalităţii şi corespunzător rata de supravieţuire (sau probabilitatea de supravieţuire) se modifică în raport cu modificarea presiunii mediului iar pentru aceeaşi valoare a presiunii mediului se diferenţiază în raport cu structura pe vîrste a populaţiei. Ca urmare, pentru cuantificarea corectă a ieşirilor de indivizi din populaţie prin mortalitate se ia în considerare rata mortalităţii specifică de vîrstă şi probabilitatea de supravieţuire specifică fiecărei vîrste.

— Care sînt căile de obţinere a informaţiei cu privire la efectele presiunii exercitate de mediu asupra proceselor implicate în modularea mărimii populaţiei ?

În paragraful anterior, au fost caracterizate procesele prin care se realizează echilibrul dinamic, procese prin a căror rate de desfăşurare diferenţiate determină modificarea mărimii populaţiei în sensul creşterii sau descreşterii sale. S-a subliniat că dispersia prin componentele sale — imigraţia şi emigraţia — reprezintă pentru populaţiile a căror indivizi sînt mobili în toate stadiile ciclului de dezvoltare, o cale importantă de realizare a echilibrului dinamic. S-a arătat că, în general, diferiţi autori au considerat nu totdeauna pe o bază reală faptul că ratele imigraţiei şi emigraţiei sînt echilibrate şi, ca urmare, nu au o influenţă semnificativă asupra dinamicii mărimii populaţiei.

De asemenea, au fost prezentate modalităţile concrete de disociere în procesul cercetării a imigraţiei şi emigraţiei de natalitate şi respectiv mortalitate, fapt care reprezintă o cale practică de apreciere a relaţiei cantitative dintre rata de imigrare şi rata de emigrare şi care permite o evaluare obiectivă a măsurii în care dispersia este răspunzătoare de modificarea mărimii populaţiei. Se poate afirma cu certitudine că, pentru absolut

toate populațiile animale și vegetale, natalitatea și mortalitatea constituie calea obligatorie prin care se realizează parțial sau în totalitate echilibrul dinamic și reprezintă în același timp procesele de care sînt legate indispensabil majoritatea mecanismelor de ajustare a mărimii populației.

Presiunea mediului, pe care o interpretăm ca influență globală a tuturor condițiilor de mediu asupra populației la un moment dat, este variabilă în timp și spațiu tinzînd să scoată permanent populația din starea de echilibru în care se află, ceea ce impune amorsarea mecanismelor de reglaj prin care să se mențină populația în limitele domeniului de stabilitate (vezi pag. 262).

Dar, scoaterea populației din starea de echilibru (apreciată desigur după mărimea populației ca parametru de stare) se realizează prin intermediul modificării ratelor proceselor care asigură intrarea și ieșirea de indivizi din populație.

Informația cu privire la gradul în care presiunea variabilă a mediului afectează ratele imigrației și emigrației și determină modificări ale mărimii populației, se obține astfel :

— Aplicînd una din cele două modalități prezentate anterior (pag. 227) se calculează rata intrării de indivizi prin imigrare (I_A) și respectiv rata de ieșire a indivizilor prin emigrare (E_A).

— Prin aplicarea unui test de semnificație adecvat se verifică dacă valorile celor două rate se deosebesc semnificativ și, dacă așa stau lucrurile, atunci dispersia este implicată în modificarea mărimii populației.

— Avînd convingerea că dispersia condiționează dinamica populației, se continuă procesul de estimare a ratelor de imigrare și emigrare la fiecare moment de estimare a densității.

— Se stabilește dacă valorile înregistrate pentru rata de imigrare și respectiv rata de emigrare la diferite momente în timp, reprezintă răspunsuri distincte față de presiunea variabilă a mediului (Anexa 1).

Se obțin, în final, o serie de valori semnificativ diferite pentru rata de imigrare și respectiv rata de emigrare, valori care caracterizează efectele fluctuației presiunii mediului asupra dispersiei ca fenomen implicat în modificarea mărimii populației.

În principiu putem considera că rata netă a modificărilor mărimii unei populații în timp poate fi exprimată cunoscînd efectele fluctuațiilor presiunii mediului asupra capacității bioreproductive a acesteia, asupra capacității de supraviețuire diferențiate în raport cu structura pe vîrste la care se adaugă atunci cînd este cazul informațiile cu privire la efectele acelorași fluctuații asupra dispersiei.

Informația necesară pentru caracterizarea efectelor fluctuațiilor factorilor de mediu asupra recrutării indivizilor prin reproducere (natalitate) și asupra eliminărilor din populație, se obține mai comod folosind metoda construirii tabelelor de viață.

După modul în care sînt obținute datele necesare alcătuirii tabelelor de viață, acestea se grupează în două categorii :

a. Tabele de viață dinamice sau ale unei generații, pentru care informațiile se obțin urmărindu-se populațiile în condiții particulare pe durata unei întregi generații. Acest tip de tabel de viață se alcătuiește în special pentru populațiile care parcurg o succesiune de generații discrete (nu se suprapun), așa cum este cazul majorității populațiilor de insecte sau plante anuale.

b. Tabele de viață statice care au la bază informațiile obținute din analiza unei probe (alcătuită din „n" unități de probă), prelevată la un moment

dat. Dintr-o astfel de analiză se poate estima mărimea populației și se poate stabili structura pe vîrste (clasele de vîrstă și distribuția efectivului pe clase de vîrstă), precum și raportul sexelor.

Luînd în considerare diferențele care se constată în ceea ce privește numărul de indivizi din fiecare clasă de vîrstă se stabilește rata mortalității specifice fiecărei vîrste. Se înțelege că acest tip de tabel de viață se alcătuiește în cazul populațiilor ale căror generații se suprapun (la un moment dat populația este alcătuită din indivizi aparținînd tuturor stadiilor ciclului de dezvoltare) și care au ajuns la echilibru (nu sînt în faza de creștere exponențială). Atît în cazul populațiilor cu generații discrete cît și în cazul populațiilor cu generații suprapuse, pentru fiecare vîrstă reproductivă se stabilește rata natalității corespunzătoare condițiilor concrete în care își desfășoară activitatea populația în intervalul luat în considerare la alcătuirea tabelului de viață.

Indiferent de tipul tabelului de viață (dinamic sau static) în alcătuirea sa putem utiliza două modalități distincte.

1. Tabelul de viață se alcătuiește astfel încît să cuprindă două compartimente de bază, care sintetizează informația cu privire la efectele fluctuațiilor factorilor de mediu diferențiate după vîrstă asupra capacității de supraviețuire și respectiv asupra ratei mortalității, precum și asupra ratei natalității. Nu trebuie să se piardă din vedere un fapt foarte important și anume, dacă populația are reproducere asexuată, atunci datele incluse în tabel se referă la toți indivizii componenți, iar dacă populația are reproducere sexuată, cunoscînd raportul sexelor, în tabel se vor trece numai datele care exprimă numărul de femele (indicîndu-se și valoarea raportului sexelor).

După cum se observă se admite că pentru condițiile date nu există o diferențiere a ratei mortalității pe cele două sexe.

2. Fiecare compartiment se reprezintă ca un tabel de sine stătător. În acest caz numai în tabelul care prezintă datele referitoare la efectele fluctuațiilor mediului asupra ratei natalității se iau în calcul, în exclusivitate femelele, dacă populația are reproducere sexuată.

Pentru a discuta modul concret de aplicare al metodei, luăm în considerare tabelul de viață (tabelul 15) alcătuit pentru generația de vară a populației de *Propsilocerus danubialis* (Chironomide) din ghiolul Roșu (Vădineanu 1980).

Prima coloană a tabelului, notată x, desemnează vîrsta în luni (pentru alte populații putînd fi exprimată în zile, săptămîni sau ani). Numărul de femele care supraviețuiesc/m² la începutul fiecărui interval de vîrstă, este

Tabelul de viață alcătuit pentru generația de vară (anul 1976) a populației de Propsilocerus danubialis din ghiolul Roșu (Delta Dunării)

TABELUL 15

x	l_x	d_x	q_x	L_x	T_x	e_x	l'	m_x	$m_x l'x$	$x m_x l'x$
1	1 000	460	0,46	770	1 511	1,51	1,00	—	—	—
2	540	210	0,388	435	741	1,37	0,54	—	—	—
3	330	271	0,82	194	306	0,93	0,33	—	—	—
4	59	9	0,152	54	112	1,9	0,059	—	—	—
5	50	38	0,76	31	58	1,16	0,05	—	—	—
6	12	1	0,083	11	27	2,2	0,012	—	—	—
7	11	4	0,364	9	16	1,43	0,011	—	—	—
8	7	7	1,00	7	7	0,5	0,007	750	5,25	42

Ro=5,25 G=8 r_m=0,207

înregistrat în coloana l_x (numărul de indivizi care supraviețuiesc în cazul populațiilor cu înmulțire partenogenetică sau asexuate). Numărul de indivizi/m^2 care intră succesiv în fiecare interval de vîrstă se poate determina ușor, cunoscînd că proporția femelelor în populație este de 45,2%. Pentru o exprimare uniformă care să faciliteze compararea rezultatelor raportate în literatură, s-a convenit ca datele observate cu privire la numărul de femele (sau indivizi) care supraviețuiesc la începutul fiecărui interval de vîrstă (x), să fie corectate înainte de a fi trecute în tabel față de o valoare standard, reprezentată în general de cifra 100 sau 1 000. În cazul concret luat de noi în considerare, corectarea s-a făcut față de 1 000.

Dacă luăm în considerare că probabilitatea ca o femelă (sau individ deoarece neglijăm o eventuală diferențiere a probabilităților de supraviețuire pe sexe) să parcurgă întreg ciclul de dezvoltare este egală cu 1 (probabilitatea maximă), atunci pornind de la valorile incluse în coloana l_x se calculează ușor probabilitatea de supraviețuire caracteristică fiecărui interval de vîrstă (l_x). Anticipăm pentru a nu mai reveni ulterior asupra acestui aspect și subliniem că aceste valori constituie coloana notată l'_x din compartimentul care include informația cu privire la efectele presiunii mediului asupra ratei intrărilor de indivizi în populație, prin natalitate.

Următoarea coloană notată dx include numărul de indivizi eliminați din populație în intervalul fiecărei vîrste, care se calculează folosind relația.

$$d_x = l_x - l_{x+1} \tag{22}$$

Aplicînd relația (21) pentru valorile înscrise în coloana l'_x a tabelului 15, se obține :

$$d_1 = 1\,000 - 540 = 460$$

$$d_2 = 540 - 330 = 210$$

ș.a.m.d.

În această fază dispunem de datele necesare pentru calcularea ratei mortalității specifice fiecărei vîrste (q_x). Rata mortalității reprezintă raportul dintre numărul de indivizi eliminați în intervalul de vîrstă x și numărul de indivizi care supraviețuiesc la începutul intervalului respectiv :

$$q_x = \frac{d_x}{l_x} \tag{23}$$

Datorită faptului că indivizii care supraviețuiesc pînă în ultimul stadiu al ciclului de dezvoltare vor muri în totalitate, rata mortalității corespunzătoare acestei vîrste va avea valoarea maximă.

Așa cum s-a subliniat și cu alte ocazii, rata mortalității specifică de vîrstă sau probabilitatea de supraviețuire la fiecare vîrstă, reprezintă o caracteristică a fiecărei populații.

Ratele mortalității caracteristice diferitelor populații au la bază adaptări specifice față de mediu. Probabilitatea de a supraviețui la acțiunea prădătorilor depinde de adaptările de care dispune prada, în sensul apărării sau evitării dușmanului. De asemenea, probabilitatea de a supraviețui la fluctuațiile factorilor abiotici depinde într-o mare măsură de mecanismele de reglaj de la nivel individual și de adaptări morfo-fiziologice și comportamentale ale populației. Una din strategii în evoluția fiecărei populații este de a reduce la minim mortalitatea la fiecare vîrstă.

Dacă se efectuează o reprezentare grafică a datelor incluse în coloana l_x a tabelului de viață, se obține curba de supraviețuire care evidențiază,

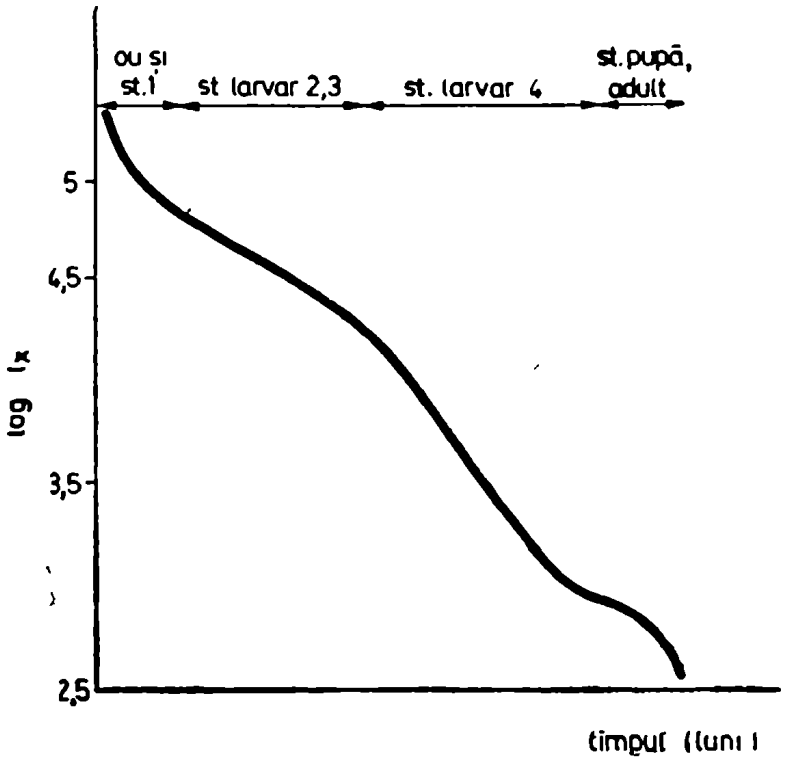


Fig. 53. Curba de supravieţuire pentru generaţia de iarnă la populaţia de Propsilocerus danubialis.

într-o formă sugestivă, particularităţile fiecărei vîrste în ceea ce priveşte capacitatea de suport faţă de presiunea variabilă a mediului.

Curba se trasează plasînd pe ordonată logaritmii valorilor l_x, iar pe abscisă vîrsta (x) (fig. 53), iar panta curbei la fiecare vîrstă particulară reprezintă rata mortalităţii specifică de vîrstă. Curbele de supravieţuire cunoscute pentru diferite populaţii naturale aproximează următoarele cinci tipuri de curbe diferenţiabile teoretic (fig. 54) :

I. rata mortalităţii este redusă pînă la ultimul stadiu de dezvoltare după care creşte rapid, determinînd o cădere abruptă a curbei ;

II. mortalitatea creşte cu o rată constantă în raport cu vîrsta ;

III. rata mortalităţii se menţine constantă la toate vîrstele determinînd o curbă de supravieţuire lineară ;

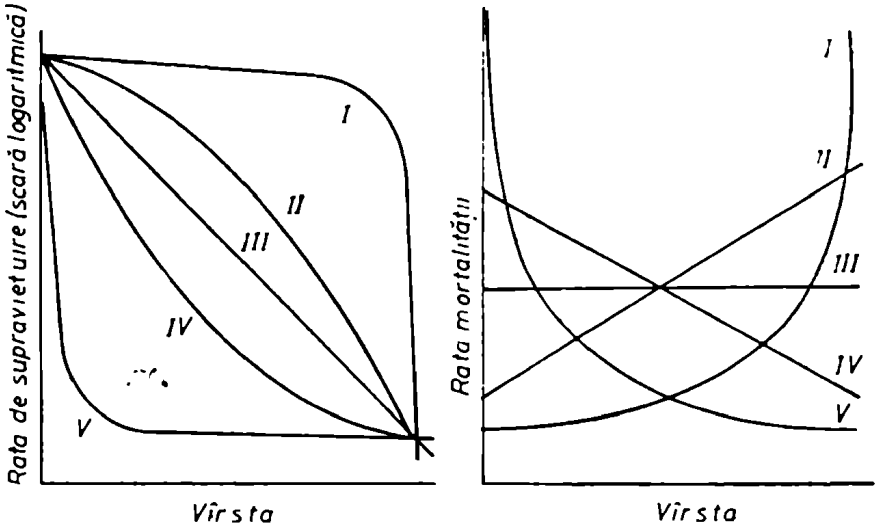


Fig. 54. Principalele forme ale curbei de supravieţuire şi formele corespunzătoare de variaţie a ratei mortalităţii. Pentru a evita confuzia, curbele sînt arbitrar trasate astfel încît să se intersecteze într-un singur punct. (După Ricklefs, 1974).

IV. rata mortalității este mare la stadii juvenile și descrește cu o rată constantă pe măsură ce se înaintează în vîrstă iar curba de supraviețuire este ușor concavă ;

V. mortalitatea are o rată foarte mare la stadiile tinere după care scade rapid la un nivel relativ constant.

La majoritatea populațiilor de păsări, adulții au o rată constantă a mortalității și curba de supraviețuire care se obține este de formă lineară (fig. 55) (Deevey, 1947). Populațiile speciilor de pești și nevertebrate care au o fecunditate foarte mare au curbe de supraviețuire care aproximează mai ales curba teoretică V datorită eliminărilor masive în stadiile juvenile sub acțiunea prădătorilor.

Curbele de supraviețuire de tip I și II sînt aproximate de curbele de supraviețuire stabilite pentru anumite populații umane, pentru populațiile de rotiferi crescute în condiții controlate (fig. 55) și pentru unele populații de mamifere mici (Ricklefs, 1973).

În mod obișnuit însă, populațiile naturale animale și vegetale au sau este de așteptat să aibă curbe de supraviețuire care se aseamănă cu o combinație a tipurilor teoretice menționate (fig. 56). Stadiile tinere au, în general, o rată a mortalității ridicată (indivizii sînt mici, fără experiență, vulnerabili) care se reduce la o valoare relativ constantă în cazul adulților și crește iarăși la ultimile stadii ale ciclului de dezvoltare (senescente). Cunoașterea curbelor de supraviețuire la populațiile naturale are o deosebită importanță practică pentru că ne arată clar care sînt stadiile sensibile la presiunea mediului. Avînd această orientare putem stabili care sînt factorii de mediu față de care vulnerabilitatea este mai mare și să-i controlăm astfel încît să mărim rata mortalității dacă populația studiată aparține unei specii de dăunători sau să reducem rata mortalității în cazul în care populația are valoare economică. Prin reducerea mortalității, controlînd diferiți

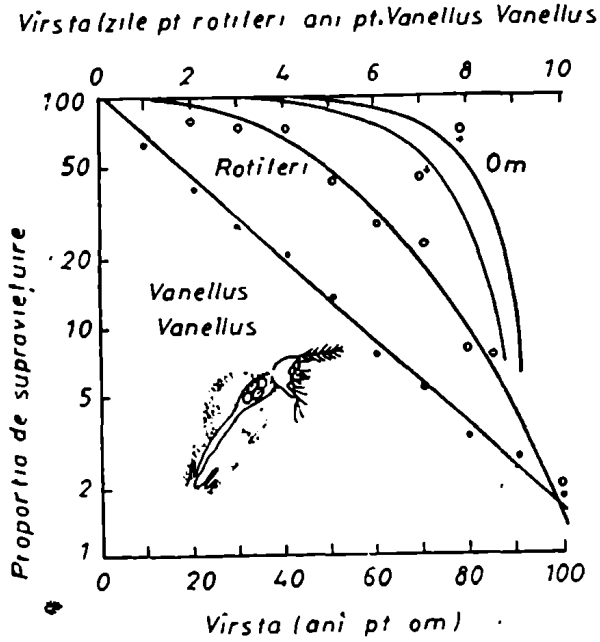


Fig. 55. Curbele de supraviețuire, la populația albilor din S.U.A., rotiferul sesil, *Floscularia conifera*, și la nagît, *Vanellus vanellus*. (După Ricklefs, 1974).

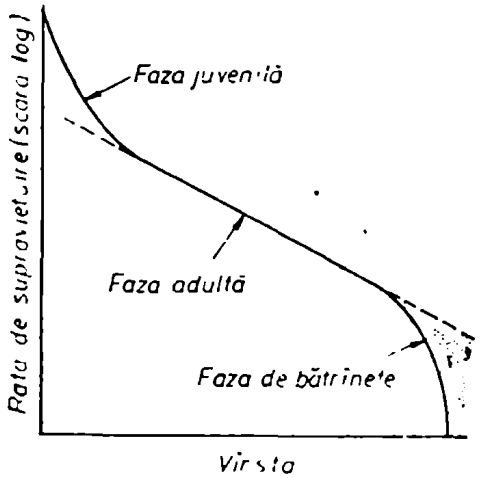


Fig. 56. Forma generală a curbei de supraviețuire pentru toate populațiile animale. Diferențele dintre specii sînt mai mult de ordin cantitativ. Zonele punctate reprezintă costul dezvoltării și înbătrînirii. (După Ricklefs, 1974).

factori biotici sau abiotici, asigurăm realizarea unor producţii mai mari, exploatabile de către om. Curba de supravieţuire este un element indispensabil activităţii de control biologic şi de amenajare şi exploatare raţională.

O altă problemă care se ridică în legătură cu datele incluse în primul compartiment al tabelului de viaţă este pusă de necesitatea de a cunoaşte numărul de indivizi care supravieţuiesc pe toată durata fiecărui interval de vîrstă. Reamintim că l_x reprezintă numărul de femele (indivizi) care supravieţuiesc la începutul fiecărui interval de vîrstă. Problema este dificilă datorită faptului că, în decursul intervalului de vîrstă, indivizii sînt eliminaţi continuu din populaţie şi, ca urmare, un răspuns exact nu poate fi dat decît pentru un interval de timp infinitezimal. În practică se foloseşte numărul mediu de indivizi care supravieţuiesc într-un interval de vîrstă (L_x). Luînd în considerare o porţiune din curba de supravieţuire a unei populaţii naturale, corespunzătoare intervalului de vîrstă de la x la x+1, atunci numărul mediu de indivizi care supravieţuiesc în acest interval este dat de integrarea curbei (fig. 57) între punctele x şi x+1

$$L_x = \int_x^{x+1} l_x \, d_x \qquad (24)$$

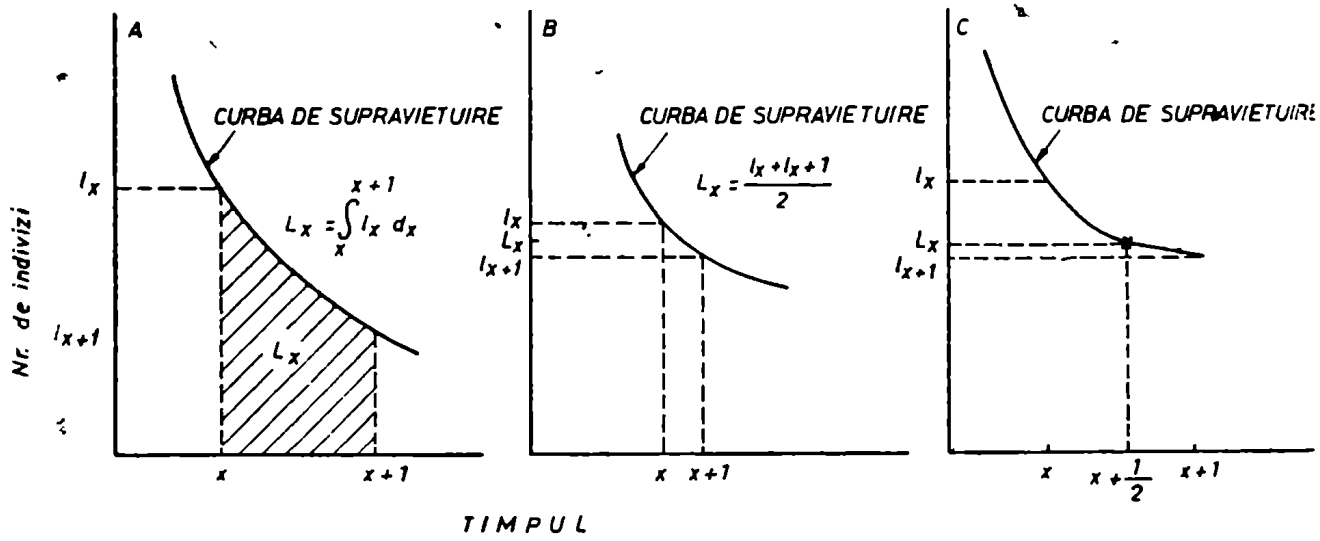


Fig. 57. Modalităţi de determinare a numărului mediu de indivizi (Lx) care supravieţuiesc într-un interval de vîrstă :

A — intervalul de vîrstă fiind mare, calea cea mai corectă de calcul o reprezintă integrarea curbei x şi x+1 ; B — interval de vîrstă restrîns şi se presupune că Lx=constant ; C — interval de vîrstă larg ; $q_x \neq$const. Lx se estimează din grafic pentru jumătatea intervalului de vîrstă.

În relaţia 23, d_x reprezintă o parte a integralei şi nu valorile incluse în tabelul de viaţă. Subliniem faptul că, dacă dispunem de elemente care să ne permită să presupunem că pe parcursul intervalului de vîrstă rata mortalităţii este constantă, atunci putem considera că punctele de coordonate (l_x, x) şi respectiv (l_{x+1}, x+1) pot fi unite printr-o dreaptă iar numărul mediu de indivizi (L_x) este dat de media aritmetică.

$$L_x = \frac{l_x + l_{x+1}}{2} \qquad (25)$$

Pentru coloana L_x din tabelul de viaţă ipotetic am folosit ultima relaţie. De obicei nu putem obţine informaţii cu privire la modificarea sau nu a ratei mortalităţii şi, ca urmare, pentru calcularea valorilor L_x este mai adecvată relaţia 24.

Seria de valori din coloana L_x este cunoscută de obicei ca distribuţie staţionară pe clase de vîrstă, care se realizează atunci cînd mărimea populaţiei ar rămîne constantă ($q_x = m_x$).

Următorul termen al tabelului de viaţă, notat T_x, se obţine prin sumarea valorilor din coloana L_x de la vîrsta x pînă la ultimul interval de vîrstă n (25) şi ar caracteriza numărul de unităţi (indivizi/unitate de timp) parcurse de un grup de indivizi de vîrsta x.

$$T_x = L_x + L_{x+1} + \ldots\ldots + L_n \qquad (26)$$

pînă la eliminarea din populaţie prin mortalitate.

Dispunînd de valorile termenului T_x se pot determina valorile unui alt indice important al tabelului de viaţă reprezentat de speranţa de viaţă (e_x) a unui individ de vîrstă x, de la această vîrstă în succesiunea fazelor ciclului de dezvoltare.

$$e_x = \frac{T_x}{l_x} \qquad (27)$$

Termenii tabelului de viaţă la care ne-am referit pînă acum, caracterizează capacitatea de supravieţuire şi, respectiv mortalitatea, diferenţiată pe clasele de vîrstă ale populaţiei, pe cînd următoarele coloane grupează informaţia cu privire la recrutarea de noi indivizi prin reproducere diferenţiată în aceeaşi manieră pe clase de vîrstă.

Rata natalităţii, specifică pentru fiecare vîrstă (m_x), reprezintă numărul mediu de femele introduse în populaţie/femelă de vîrstă x (la populaţiile sexuate) sau indivizi/individ de vîrstă x (la populaţiile asexuate).

Termenii $m_x l'_x$ şi respectiv $x \cdot m_x \cdot l'_x$ sînt introduşi în tabel pentru a facilita calcularea a trei indici care caracterizează, într-o formă sintetică populaţia, pe baza informaţiei inclusă în tabelul de viaţă alcătuit pentru anumite condiţii de mediu.

La multe populaţii naturale ciclul de dezvoltare este extins în timp şi atunci vîrsta (x) luată în considerare la alcătuirea tabelului de viaţă se exprimă în luni sau ani.

În aceste cazuri, ţinînd cont de faptul că intervalul de vîrstă este mare şi că eliminarea indivizilor se face continuu şi nu discret, aşa cum sîntem noi obligaţi să luăm în considerare, este indicat ca probabilitatea de supravieţuire (l'_x) pînă la fiecare vîrstă să se calculeze aşa cum s-a arătat anterior dar, folosind ca date empirice numărul mediu de indivizi care supravieţuiesc la fiecare interval de vîrstă, date care sînt înscrise în coloana L_x.

Termenul $m_x l'_x$ arată cîţi indivizi produce şi introduce în populaţie o femelă (sau individ în cazul reproducerii asexuate) a cărei probabilitate de supravieţuire pînă la vîrsta x este l'_x.

Numărul total de indivizi pe care-i introduce o femelă pe parcursul întregului ciclu de dezvoltare este dat de suma valorilor termenului $m_x l'_x$, corespunzătoare claselor de vîrstă luate în considerare. Această sumă reprezintă unul din cei trei indici sintetici ai tabelului de viaţă, cunoscut ca rata netă de reproducere a populaţiei (R_o).

$$R_o = \sum_{x=0}^{n} m_x l'_x \qquad (28)$$

Rata netă de reproducere evidenţiază de cîte ori se poate multiplica mărimea unei populaţii în decursul unei generaţii dacă se menţin condiţiile de mediu particulare în care s-au acumulat informaţiile din tabelul de viaţă şi dacă mediul este nelimitant prin resursele sale.

Cum definim şi care este extinderea în timp a unei generaţii ? Extinderea medie în timp a unei generaţii (G) este dată de intervalul mediu dintre momentul naşterii părinţilor şi momentul participării acestora la reproducere. Această caracterizare are numai valoare aproximativă, pentru că reproducerea se realizează de obicei pe o perioadă de timp şi nu la un singur moment. Extinderea medie a unei generaţii se poate estima pe baza informaţiei inclusă în tabelul de viaţă după relaţia (Dublin şi Lotka, 1925 ; Pirelou, 1969) :

$$G = \frac{\sum_{x=0}^{n} x\, l'_x\, m_x}{\sum_{x=0}^{n} l'_x\, m_x} = \frac{\sum_{x=0}^{n} x\, l'_x\, m_x}{R_0} \qquad (29)$$

Pentru populaţiile vegetale anuale şi pentru cele animale cu generaţii discrete, este simplu să măsurăm şi să înţelegem ce reprezintă o generaţie. Este mult mai dificil să se aplice conceptul şi să se estimeze valoarea după relaţia (29) în cazul populaţiilor cu generaţii suprapuse (Leslie, 1966), pentru că eroarea de estimare este mică numai la valori mici şi foarte mici ale ratei instantanee (r_m) de creştere a populaţiei. Cunoscînd rata de multiplicare pe generaţie sau rata netă de reproducere (R_o) şi lungimea generaţiei (G) putem determina rata intrinsecă şi instantanee de creştere a populaţiei.

$$r_m = \frac{l_n R_0}{G} \qquad (30)$$

unde : $l_n R_0$ — reprezintă logaritmul în baza e din valoarea ratei nere de reproducere (e=2,71828).

Acest indice larg folosit în explicarea şi cuantificarea mărimii populaţiei reprezintă rezultanta celor două procese antagoniste, natalitatea şi mortalitatea, în condiţiile particulare în care s-a aflat populaţia în perioada acumulării informaţiilor pentru alcătuirea tabelului de viaţă. Acest indice este folosit însă adeseori cu sensuri diferite care au la bază o serie de restricţii nerealiste în cazul populaţiilor naturale, aşa că vom reveni cu un comentariu suplimentar.

Pînă atunci, atragem atenţia că se impune o reevaluare a ratei instantanee de creştere, calculată după relaţia 30, ţinînd cont de faptul că lungimea medie a generaţiei (G) reprezintă numai o aproximare slabă mai ales la populaţiile cu generaţii suprapuse. Rata intrinsecă de creştere este dependentă de structura pe vîrste şi se realizează numai cînd populaţia îşi stabilizează distribuţia pe clase de vîrstă (Andrewartha şi Birch, 1954), ceea ce înseamnă că fiecare clasă de vîrstă îşi modifică proporţia de indivizi pe care-i include din totalul populaţiei cu aceeaşi rată instantanee. Folosind aceste elemente, Lotka (1913) a stabilit o relaţie (31) care include ca termeni, rata finită de creştere a populaţiei ($\lambda = e^{rm}$) probabilitatea de supravieţuire specifică de vîrstă (l_x) şi natalitatea specifică de vîrstă (m_x), relaţie ce caracterizează o populaţie cu distribuţie stabilă pe clase de vîrstă şi care poate fi folosită pentru reevaluarea ratei intrinseci de creştere (r_m), estimată în prealabil prin relaţia 29.

$$\sum_{x=0}^{n} e^{-r_m x}\, l'_x\, m_x = 1 \qquad (31)$$

Datorită faptului că relaţia 30 este dificil de rezolvat direct, în practică se folosesc metoda iterativă sau metoda grafică pe care le prezentăm în Anexa 8. De asemenea, precizăm că dacă rata finită de creştere a populaţiei (λ) este definită pentru un interval care coincide cu lungimea medie a generaţiei (G), atunci aceasta este echivalentă cu rata netă de reproducere (R_0).

Rata intrinsecă de creştere a populaţiei (r_m). Aşa cum am precizat în paragrafele anterioare, orice populaţie naturală se caracterizează printr-o longevitate medie şi deci printr-o rată de supravieţuire diferenţiată pe clase de vîrstă, printr-o rată a natalităţii diferenţiată de asemenea pe vîrste şi desigur printr-o rată medie de creştere sau viteză de dezvoltare. Valorile acestor parametri ai populaţiei (rezultat al unui proces de transformare adaptativă) pe care nu ne-am propus să-i folosim ca parametri de stare deoarece ei se reflectă în valorile mărimii acesteia sînt determinate de o serie de calităţi ale indivizilor şi ale populaţiei în ansamblu, precum şi de factori externi (abiotici şi biotici).

Rata intrinsecă de creştere este înţeleasă în primul rînd ca rată maximă de creştere a populaţiei atunci cînd aceasta îşi desfăşoară activitatea într-un mediu în care resursele (hrana, spaţiu) se menţin la valori optime şi din care celelalte specii competitoare sau duşmanii sînt excluse şi, de asemenea, valorile principalilor factori abiotici rămîn în jurul optimului timp nedefinit (Andrewartha şi Birch, 1954). Valorile ratei de creştere înţeleasă ca mai sus nu se pot obţine decît dacă populaţiile sînt crescute în condiţiile ideale menţionate, cel puţin pe durata unei generaţii pentru a colecta informaţia necesară alcătuirii tabelului de viaţă.

Populaţiile care şi-ar desfăşura activitatea în asemenea condiţii ideale de mediu şi-ar modifica rata intrinsecă de creştere (r_m) numai dacă s-ar schimba următoarele trăsături ale populaţiei : 1) vîrsta la care se produce prima reproducere ; 2) mărimea pontei ; 3) numărul de reproduceri în decursul unui ciclu de dezvoltare (Krebs, 1972).

Evidenţiem în felul acesta care sînt factorii interni care influenţează rata intrinsecă de creştere a populaţiei şi înţelegem că aceşti factori se pot modifica în timp sub acţiunea selecţiei naturale.

Se consideră că cele mai profunde efecte asupra ratei intrinseci de creştere (r_m) se obţin prin modificarea vîrstei la prima reproducere (Birch, 1948).

În acest sens Lewantin (1965), arată că două rase de *Drosophila serrata*, rasa *Rabaul* şi respectiv rasa *Brisbane*, au aceeaşi rată intrinsecă de creştere, deşi prima rasă se caracterizează printr-o mai slabă capacitate de supravieţuire şi depune mai puţine ouă dar, care începe reproducerea la o vîrstă mai timpurie (11,7 faţă de 16 zile la rasa *Brisbane*).

Deşi rata intrinsecă de creştere cu semnificaţia pe care am subliniat-o este o noţiune abstractă pentru populaţiile naturale (restricţiile puse nu sînt valabile) are totuşi valoare teoretică pentru că permite să comparăm performanţele diferitelor populaţii şi, în acelaşi timp valoarea practică pentru că dinamica unei populaţii cu rata intrinsecă caracteristică poate fi folosită ca termen de comparaţie pentru ceea ce realizează concret aceasta în diferite condiţii de mediu.

În al doilea rînd, rata intrinsecă de creştere este înţeleasă ca rată instantanee de creştere a unei populaţii într-un mediu în care condiţiile, în special resursele, nu sînt cele optime dar care ar rămîne constante timp ne-

definit. Asta înseamnă că spaţiul este nelimitant iar cantitatea de hrană, deşi nu la valoarea optimă, s-ar reface cu aceeaşi rată cu care cresc necesităţile energetice ale populaţiei.

Şi în acest caz populaţia şi-ar modifica mărimea în sensul creşterii sale cu o rată echivalentă cu rata intrinsecă, caracteristică unui mediu nelimitant dar cu remarca că, de data aceasta mediul nu s-ar mai caracteriza prin valorile optime ale factorilor săi. Rata intrinsecă de creştere se calculează, aşa cum am arătat, pe baza datelor incluse într-un tabel de viaţă complet (ambele compartimente), alcătuit în anumite condiţii de mediu dar la care adăugăm presupunerea (restricţia) că sub aspectul resurselor, mediul va rămîne nelimitant, permiţînd creşterea mărimii populaţiei cu rata constantă. O asemenea populaţie, indiferent de la ce structură pe vîrste ar porni, ar realiza într-un interval foarte scurt de timp o distribuţie stabilă pe clase de vîrstă (Mertz, 1970). Şi acest mod de interpretare a ratei intrinseci de creştere are în mare parte o semnificaţie abstractă pentru populaţiile naturale întrucît cele două restricţii puse, caracterul de mediu nelimitant şi distribuţia stabilă pe clase de vîrstă, sînt nerealiste. La aceasta se adaugă faptul că, deşi mediul din punct de vedere al resurselor ar rămîne nelimitant, totuşi fluctuaţiile factorilor abiotici determină modificarea ratei intrinseci de creştere, şi deci mărimea populaţiei ar creşte cu o rată variabilă.

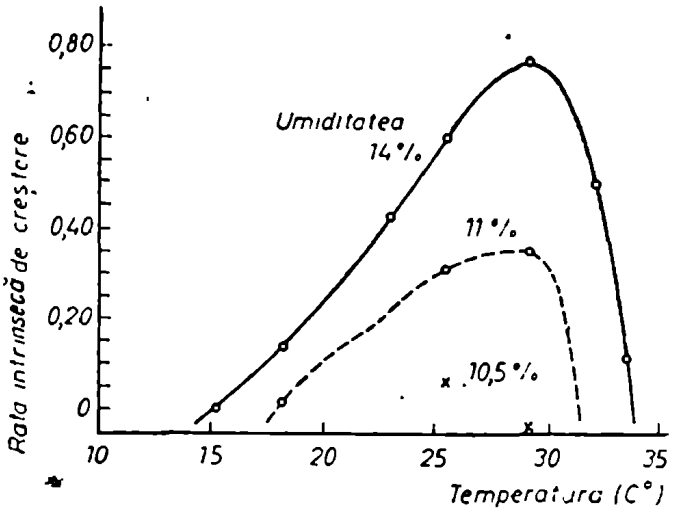


Fig. 58. Rata intrinsecă de creştere (r_m) a populaţiilor de *Calandra oryzae*, care-şi desfăşoară activitatea în depozite de cereale în condiţii diferite de umiditate şi temperatură.

Sînt suficiente argumente care susţin această constatare, noi însă vom folosi numai unul dintre ele, reprezentat de rezultatele obţinute de Birch (1953, a) la *Calandra oryzae*, coleopter care trăieşte în depozitele de cereale. Rata intrinsecă de creştere la populaţiile acestei specii variază în funcţie de temperatură şi umiditate (fig. 58).

După cum o să vedem mai tîrziu, rata intrinsecă cu semnificaţia subliniată anterior constituie principalul termen al unei serii de modele deductive simple folosite pentru descrierea dinamicii populaţiilor naturale.

În sfîrşit, renunţînd la orice restricţii şi luînd în considerare faptul că mediul, prin toate componentele sale este variabil în timp şi spaţiu, că însăşi factorii interni ai populaţiei se modifică în timp, interpretăm rata de creştere instantanee pe care o putem determina pe baza datelor incluse într-un tabel de viaţă, ca o variabilă care se încadrează într-un domeniu cu valori pozitive şi negative. În raport cu variaţia presiunii mediului se modifică structura pe vîrste prin elementul său cel mai dinamic, distribuţia pe clase de vîrstă, structura genetică precum şi ratele natalităţii şi mortalităţii globale şi specifice de vîrstă, modificări care se concretizează în ultimă instanţă în modificarea ratei de creştere.

Rata de creştere va avea valori pozitive atunci cînd rata natalităţii va fi mai mare decît rata mortalităţii şi valori negative atunci cînd rata mortalităţii va depăşi intrarea de indivizi prin natalitate.

Deci, în ultimă instanţă, interpretăm rata de creştere ca o rezultantă a interacţiunii complexe dintre populaţie şi mediul variabil în care-şi desfăşoară activitatea, ca o rată actuală (r) valabilă numai pentru complexul de condiţii în care a fost determinată.

În această ultimă interpretare, rata instantanee de creştere poate fi folosită ca un termen de bază în orice tentativă de descriere a dinamicii mărimii populaţiilor naturale, numai dacă se delimitează domeniul său de variaţie şi se clarifică dependenţa valorilor sale de variaţia presiunii mediului. Satisfacerea acestei condiţii implică însă un mare volum de muncă ce trebuie să se concretizeze în alcătuirea unei serii de tabele de viaţă complete care să acopere în general domeniul de variabilitate a presiunii mediului.

Se poate evita extinderea excesivă în timp a cercetării care s-ar impune, prin extinderea spaţială, ceea ce ar implica cercetarea concomitentă a mai multor populaţii aparţinînd aceleaşi specii, populaţii integrate în ecosisteme diferenţiate semnificativ atît în ceea ce priveşte organizarea cît şi dinamica lor.

— Care sînt modalităţile de exprimare şi descriere a dinamicii mărimii populaţiilor naturale ?

Pentru orice populaţie naturală, principalul parametru de stare reprezentat de mărimea acesteia, se modifică continuu ca rezultat al modulării în timp a presiunii exercitate de mediu asupra sa. S-a arătat anterior că presiunea exercitată de mediu afectează capacitatea de reproducere şi respectiv capacitatea de supravieţuire a indivizilor componenţi ai populaţiei, aceste efecte fiind răspunzătoare în exclusivitate de variaţia mărimii în cazul populaţiilor în care fenomenul dispersiei este absent sau neglijabil şi în foarte mare măsură în cazul populaţiilor la care fenomenul dispersiei se manifestă în diferite grade de intensitate.

Nu este suficient să indicăm la sfîrşitul unei perioade de cercetare, numai domeniul în care se modifică mărimea populaţiei şi să apreciem într-o formă generală că fluctuaţiile observate sînt determinate de variaţia presiunii mediului, ci trebuie să depistăm principalii factori de mediu care justifică dinamica mărimii populaţiei şi să stabilim relaţia funcţională care exprimă dependenţa mărimii (N) de factorii de mediu perturbatori. Exprimarea într-o formă matematică corespunzătoare a relaţiei funcţionale reprezintă modelul matematic care descrie dinamica mărimii populaţiei şi care asigură prognoza.

În general, modelele matematice care exprimă dinamica populaţiilor naturale diferă în ceea ce priveşte complexitatea, utilitatea, metodele folosite în alcătuirea lor şi cantitatea de informaţie necesară pentru a le face operaţionale.

După modul în care este exprimată soluţia, modelele matematice ale dinamicii populaţiilor sînt :

1. Modele deterministice, care permit să stabilim o valoare anume a mărimii populaţiei la un moment dat.

2. Modele stochastice, care permit să stabilim care ar putea să fie mărimea populaţiei la un moment dat şi probabilitatea asociată cu aceasta.

Aceste modele sînt superioare ca valoare predictivă, mai realiste şi sînt în concordanţă cu caracterul inerent probabilistic al dinamicii populaţiei (la un moment dat în populaţie pot intra un individ, mai mulţi sau nici unul).

Datorită complexităţii lor, chiar atunci cînd fenomenul este tratat într-o formă simplă, adeseori sînt foarte greu sau aproape imposibil de determinat.

După modalităţile folosite în alcătuirea lor, modelele matematice ale dinamicii populaţiilor se împart, de asemenea, în două categorii :

1. Modele deductive, pentru alcătuirea cărora în primul rînd emitem o serie de ipoteze logice despre fenomenul studiat. Apoi, ţinînd cont de restricţiile pe care le-am formulat, descriem fenomenul printr-un model matematic.

Modelul odată formulat trebuie să fie verificat în cazul unor populaţii naturale pentru care dispunem de o succesiune de valori ale mărimii acestora, determinate în cadrul unei cercetări concrete.

2. Modele inductive, pentru a căror elaborare este necesară în prealabil o cercetare intensivă care să permită acumularea unei cantităţi suficiente de informaţie cu privire la modificarea în timp a mărimii populaţiei şi a ratei proceselor care o condiţionează.

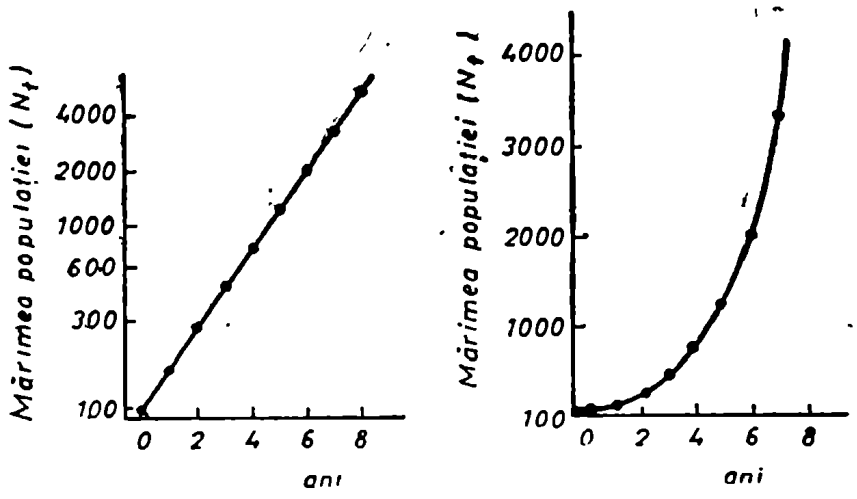
De asemenea, este necesară o cantitate adecvată de informaţie care să ne permită să apreciem pentru orice moment în care s-au efectuat determinările de mai sus, valoarea presiunii mediului prin prisma valorilor factorilor abiotici şi biotici (prădători, paraziţi, cantitatea şi calitatea hranei, competiţie).

Ulterior se stabilesc relaţiile funcţionale dintre mărimea populaţiei şi procesele implicate în modularea sa şi între acestea şi factorii de mediu. În final, relaţiile funcţionale stabilite pentru rezultatele concrete sînt transcrise în relaţii matematice.

Precizăm că uneori modelul poate fi stabilit printr-o combinaţie a celor două modalităţi enumerate. În legătură cu modelarea matematică a populaţiilor naturale există o bogată literatură (Lotka, 1925 ; Leslie, 1948 ; Birch, 1948 ; 1954 ; Watt, 1968 ; Poole, 1972 ; Pielou, 1969 ; Lewis, 1977 ; Pianka, 1978 ; Morris, 1963 ; Southwood, 1970 ; Clark, 1972 ; Smith, 1974 ; Halbach, 1978 etc.), modelele cu care s-a operat în general fiind modele deductive şi deterministice. Nu ne propunem să tratăm eshaustiv problema modelării dinamicii populaţiilor naturale prin prisma bogatului material teoretic şi faptic pe care ni-l oferă literatura pentru că, nu acesta este scopul acestei lucrări.

Vom încerca să răspundem la întrebarea pe care am formulat-o, caracterizînd atît cît considerăm că este necesar cîteva tipuri de modele deductive larg folosite în tentativa de descriere a dinamicii populaţiilor naturale şi să subliniem particularităţile modelelor inductive, pentru a căror utilizare pledăm (ţinînd cont de valoarea lor predictivă), aşa cum a reieşit din modul în care am tratat problemele în întreg capitolul.

Variaţia exponenţială a mărimii populaţiei. Pentru ca dinamica mărimii unei populaţii naturale să urmeze o curbă exponenţială (fig. 59), este absolut necesar să fie îndeplinite următoarele condiţii :



a) Scară logaritmică *b) Scară aritmetică*

Fig. 59. Creșterea exponențială în cazul unei populații ipotetice atunci cînd $N_0=100$ și $r_m=0,5$.

1. Presiunea exercitată de mediu asupra populației trebuie să rămînă constantă. Asta înseamnă că presiunea mediului poate să fie nulă, atunci cînd toți factorii de mediu care influențează populația se află la valorile optime pentru aceasta și păstrează aceste valori timp nedefinit sau presiunea mediului este de o anumită intensitate atunci cînd componentele sale iau valori care se îndepărtează mai mult sau mai puțin față de optim, dar care se menține, de asemenea neschimbată, timp nedefinit.

După cum se poate observa, nu am mai specificat că rămîn la valori constante (în ceea ce privește presiunea exercitată) numai factorii care reprezintă resursele pentru populația dată și factorii care desemnează presiunea prădătorilor, paraziților sau intensitatea competiției interspecifice, ci am considerat că rămîn, la valori constante inclusiv factorii abiotici care, așa cum s-a arătat anterior, chiar într-un mediu nelimitant sub aspectul resurselor prin fluctuațiile lor determină modificarea ratei intrinseci de creștere (r_m).

2. Spațiul este nelimitat.

3. În consecință, rata intrinsecă de creștere este constantă ($r_m=$ct.), ceea ce implică faptul că ratele natalității și mortalității rămîn, de asemenea, constante.

4. Efectele dispersiei asupra mărimii populației sînt nule, exceptînd situația în care rata de creștere este estimată după metoda capturării, marcării și recapturării multiple, fără o disociere a imigrației și emigrației de natalitate și respectiv mortalitate.

În aceste condiții mărimea populației s-ar modifica cu o rată constant variabilă în timp $\left|\frac{dN}{dt}\right|$ și această comportare (dinamică) ar fi descrisă de următoarea ecuație diferențială :

$$\frac{dN}{dt} = r_m N \qquad (32)$$

(rata modificării efectivului/unit. timp) = (rata intrinsecă de creștere) · (mărimea populației)

După cum s-a precizat anterior, o populaţie care îşi păstrează neschimbată rata intrinsecă de creştere, indiferent de distribuţia iniţială pe clase de vîrstă, atinge rapid o distribuţie stabilă pe clase de vîrstă care se menţine atît timp cît rata intrinsecă rămîne constantă. Deci, o populaţie care îşi modifică mărimea după o curbă exponenţială are în mod obligatoriu o distribuţie stabilă pe clase de vîrstă, particularitate care nu caracterizează populaţiile naturale decît pe intervale foarte scurte de timp.

Soluţia ecuaţiei diferenţiale (32) este o altă relaţie matematică cunoscută în general ca model de creştere exponenţială a populaţiei.

$$N_t = N_0 e^{r_m t} \tag{33}$$

unde :

N_0 = mărimea populaţiei la timpul 0,
N_t = mărimea populaţiei la timpul t,
e = 2,71828 (baza logaritmului natural),
r_m = rata intrinsecă de creştere pentru condiţii particulare de mediu,
t = timpul.

Dacă condiţiile pe care le-am formulat ar fi realiste în cazul populaţiilor naturale, atunci mărimea populaţiei ar putea fi determinată cu foarte mare uşurinţă la orice moment (t_1), cunoscînd numai valoarea iniţială a mărimii populaţiei şi rata intrinsecă de creştere.

Subliniem faptul că, în funcţie de valoarea presiunii mediului care se presupune că ar fi constantă şi faţă de care se determină rata intrinsecă, aceasta din urmă poate avea valoare pozitivă sau negativă. În cazul în care rata intrinsecă are valoare pozitivă, după modelul exponenţial, populaţia ar urma să crească nelimitat iar, în cazul în care rata intrinsecă are valoare negativă, populaţia şi-ar modifica mărimea în sensul descreşterii pînă la extincţie.

Este evident că nici una din condiţiile pe care se bazează modelul exponenţial al dinamicii populaţiilor nu este îndeplinită în ecosistemele naturale (în consecinţă în cazul populaţiilor naturale) şi, ca urmare, nu este surprinzător că acest model deductiv nu are valoare predictivă şi nu poate fi verificat în practică. Un asemenea model este utilizabil numai pentru a aprecia ceea ce poate să realizeze o populaţie anume în condiţii ideale (producţia secundară şi primară netă este dependentă de efectivul populaţiei) şi ceea ce poate realiza aceeaşi populaţie în medii în care cel puţin anumiţi factori sînt controlaţi. Din punct de vedere practic, o asemenea utilizare permite elaborarea unor strategii bine fundamentate privind controlul asupra populaţiilor de insecte dăunătoare, a unor populaţii cu valoare economică sau de refacere a populaţiilor unor specii pe cale de dispariţie.

Exprimarea dinamicii mărimii populaţiei prin modelul logistic. Una din restricţiile nerealiste ale modelului exponenţial o constituie faptul că mediul era considerat nelimitant, ceea ce permitea evidenţierea tendinţei de creştere nelimitată a populaţiei.

În realitate, pe măsură ce mărimea populaţiei creşte, atît spaţiul cît şi resursele de hrană devin insuficiente, fapt care determină manifestarea unei competiţii între indivizii populaţiei. Această competiţie se intensifică odată cu reducerea cantităţii de hrană şi a spaţiului disponibil şi se răsfrînge asupra ratei de supravieţuire şi asupra performanţelor reproductive ale indivizilor. Dar, asta înseamnă că, modificîndu-se rata natalităţii şi mor-

talității, se va modifica și rata intrinsecă de creștere (r_m). Încercînd să ne apropiem de sensul real al proceselor biologice de la nivel individual și populațional, violăm două restricții esențiale ale modelului exponențial și ne aflăm în situația de a explica și descrie dinamica mărimii populației pe baza a două forțe biologice opuse : tendința de realizare a potențialului biotic al populației conform performanțelor reproductive ale indivizilor pe de o parte și tendința de limitare a acestuia datorită competiției dintre indivizii componenți pentru spațiu și hrană pe de altă parte. Dacă considerăm rata intrinsecă de creștere a populației pentru valorile optime ale tuturor factorilor de mediu, putem spune că este echivalentă cu potențialul biotic al populației (a nu se confunda cu potențialul reproductiv al indivizilor). În aceste condiții, tendința de realizare a potențialului biotic al populației este descrisă de relația (31), tendință care va fi limitată treptat după o scurtă perioadă de creștere exponențială, datorită competiției pentru spațiu și hrană. Din punct de vedere cantitativ exprimăm efectele competiției * astfel : presupunem că sursa de hrană disponibilă se produce cu o rată P și că fiecare individ cheltuie în unitatea de timp pentru menținerea sa o cantitate de energie M. Atunci o populație de mărime N consumă din resursele de hrană pentru a se menține cu o rată NM și, ca urmare, rămîne disponibilă pentru reproducere o cantitate de energie P—NM. Proporția de energie $\frac{P-NM}{P}$ va condiționa reproducerea și în consecință realizarea potențialului biotic al populației (Ricklefs, 1974). Acest fenomen se exprimă prin relația :

$$r = r_m \frac{(P-NM)}{P} \tag{34}$$

unde :

r = reprezintă rata instantanee de creștere și desemnează cît se realizează din potențialul biotic.

Avem elemente pentru a înțelege că, dacă mărimea populației este foarte mică ($N \to 0$), proporția de energie disponibilă pentru reproducere este aproape 100% și populația poate realiza aproape în întregime potențialul biotic ($r \to r_m$).

Pe măsură ce mărimea populației crește, rata cu care este folosită energia pentru menținerea populației tinde să egaleze rata de producere a sursei de hrană (NM—P), iar proporția de energie disponibilă pentru reproducere $\left(\frac{P-NM}{P} \Rightarrow 0\right)$, ca și rata de creștere (r), tind către 0.

Dinamica mărimii populației explicată prin prisma celor două procese antagoniste este descrisă de următoarea ecuație diferențială, cunoscută ca model logistic :

$$\frac{dN}{dt} = r_m N \left(\frac{P-NM}{P}\right) \tag{35}$$

În condițiile în care rata cu care populația cheltuie în activitate sursa de energie, egalează rata cu care sursa de hrană este produsă ($P = NM$), rata de creștere este nulă ($r = 0$) iar populația se menține la mărimea ma-

* Este mult mai probabil ca hrana să acționeze în primul rînd ca factor limitant și să determine corelat creșterea spațiului necesar unui individ pentru asigurarea hranei, transformînd indirect componenta spațiu a mediului într-un factor limitant.

ximă $\left(N=\frac{P}{M}\right)$ compatibilă cu resursele mediului (fig. 60). Raportul $\frac{P}{M}$ reprezintă mărimea populației la echilibru sau adesеori este definit, capacitatea de suport a mediului (K) pentru populația dată.

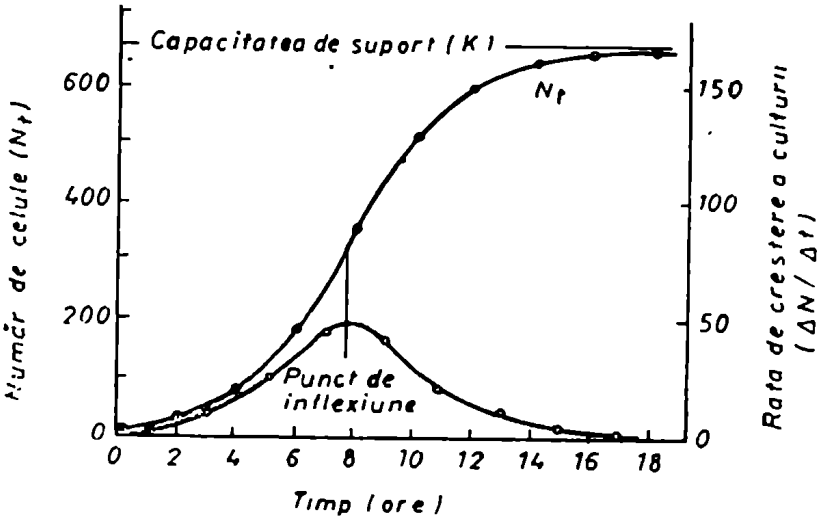


Fig. 60. Creșterea numărului de celule într-o cultură de drojdie. Numărul de celule (N_t) a fost determinat la fiecare 2 ore. N mărul de celule cu care crește cultura între două momente succesive reprezintă rata de creștere $\Delta N/\Delta t$. (După Kormondy, 1969).

Substituind raportul $\frac{P}{M}$ cu notația pentru capacitatea de suport a mediului K, relația (35) se transformă în ecuația diferențială cel mai des folosită pentru modelul logistic :

$$\frac{dN}{dt}=r_mN\left(\frac{K-N}{K}\right) \tag{36}$$

Ecuația 36 arată că :

(rata de creștere a pop./unit. timp) = (rata intrinsecă de creștere) · (mărimea populației) · (disponibilitatea mediului pt. creșterea populației)

Modelul logistic al dinamicii mărimii populației a fost pentru prima dată formulat de Verhulst (1838) și independent, de Pearl și Reed (1920) și a constituit modelul clasic, discutat și utilizat pentru descrierea populațiilor naturale în majoritatea lucrărilor de ecologie cantitativă, pînă în ultimii ani.

Soluția ecuației diferențiale (36) este bine cunoscuta ecuație logistică care descrie curba de creștere a mărimii populației (v. fig. 57) în conformitate cu raționamentele prezentate anterior și care permite determinarea mărimii populației la orice moment t.

$$N_{(t)}=\frac{K}{1+e^{a-r_mt}} \tag{37}$$

unde :

$N_{(t)}$ = mărimea populației la momentul t
e = 2,71828
a = constanta de integrare care definește poziția curbei în raport cu originea
K = capacitatea de suport a mediului
r_m = rata intrinsecă de creștere

Dacă se rearanjează termenii din ecuația 37 și se logaritmează se obține ecuația unei drepte a cărei pantă este r_m și intersecția cu ordonata „a"

$$\ln \frac{K-N}{N} = a - r_m t \qquad (38)$$

Această ultimă formă a modelului logistic are mare aplicabilitate practică pentru că permite să se verifice dacă o serie de date cu privire la mărimea populației de care dispunem la un moment dat (fără a fi nevoie să folosim alte informații) pot fi determinabile prin ecuația 37.

Revenind la particularitățile modelului logistic și încercînd să apreciem gradul de utilitate în vederea simulării și prognozei dinamicii populațiilor naturale facem următoarele constatări :

1. Modelul presupune că acțiunea limitantă a mediului este determinată doar de doi factori principali (hrana și spațiu). Sursa de hrană și spațiul limitează tendința de realizare a potențialului biotic al populației numai în funcție de mărimea populației (factori dependenți de densitate).

2. Se presupune de asemenea că populația începe să crească cu o rată $\left(\frac{dN}{dt}\right)$ aproximativ egală cu $r_m N$ (cînd $K—N/K \sim 1$) ceea ce înseamnă că populația inițial are o distribuție stabilă pe clase de vîrstă (numai în aceste condiții r_m este constant chiar dacă mediul nu este limitant).

3. Sursa de energie nu s-ar modifica cantitativ în timp, ci ar rămîne la aceeași valoare și ceea ce se reduce este numai cantitatea de energie (hrana) disponibilă fiecărui individ datorită creșterii densității.

4. Se neglijează, de asemenea, posibilitatea modificării în timp a calității sursei de hrană. În realitate valoarea energetică a biomasei acumulate de fiecare populație se modifică în timp. În condiții naturale se modifică frecvent spectrul trofic și în consecință calitatea hranei.

5. Nu se ia în considerare heterogenitatea populației, aceasta fiind tratată ca o grupare de indivizi identici între care nu ar exista nici o diferențiere în ceea ce privește necesitățile energetice, răspunsurile față de mediu (în special în ce privește relațiile cu indivizii din aceeași populație), participarea la reproducere. Ca urmare rata intrinsecă de creștere ar fi influențată în aceeași măsură de fiecare individ care intră în populație.

6. Efectele fluctuațiilor factorilor abiotici, efectele competiției interspecifice și acțiunea dușmanilor sînt total neglijate.

7. Variația mărimii populației determină răspunsuri imediate oglindite în modificarea ratei de creștere.

Este foarte puțin probabil ca o populatie cu un ciclu de dezvoltare complex să răspundă fără un timp de latență la modificarea densității sale si prin aceasta la modificarea presiunii factorilor limitanți. Această presupunere poate fi luată în considerare în bună parte în cazul populațiilor de bacterii și protozoare.

Într-adevăr, încercîndu-se să se formuleze în așa manieră modelul logistic încît să se evite cele două restricții majore ale modelului exponențial s-a făcut un pas important în tentativa de a modela dinamica populației după o prealabilă înțelegere a fenomenului, dar pentru nivelul actual de cunoaștere și înțelegere a populațiilor naturale ca sisteme biologice complexe, interpretarea procesului care ar sta la baza modulării în timp a mărimii populației așa cum este admisă în formularea modelului

logistic este extrem de simplă, iar restricțiile pe care le presupune sînt aproape în totalitate nerealiste.

Modelul logistic postulează că dinamica mărimii oricărei populații naturale se realizează după o curbă în general în formă de S, tinzînd să ajungă la o valoare de echilibru care corespunde capacității de suport a mediului și că în această stare de echilibru ar rămîne timp nedefinit. Cu excepția populațiilor bacteriene și a unor populații de protozoare (Gause, 1934 ; Carlson, 1913 ; Pearl, 1927) majoritatea populațiilor naturale a căror dinamică a fost studiată nu urmăresc o asemenea curbă. S-a observat o tendință de creștere numerică urmată de oscilații de obicei neregulate și de amplitudine variabilă.

Pentru a încerca să se simuleze prin modelul logistic oscilațiile care se observă la majoritatea populațiilor naturale s-a eliminat una din restricțiile modelului de bază reprezentată de presupunerea că răspunsurile populației la modificarea densității sale sînt imediate.

Acest deziderat s-a realizat prin introducerea în model a unui coeficient (τ) care caracterizează întîrzierea din momentul modificării presiunii limitante a mediului și pînă la momentul modificării ratei de creștere (interval de reacție) (Wangersky și Cunningham, 1956).

$$\frac{dN}{dt} = r_m N\left(\frac{K - N_{(t-\tau)}}{K}\right) \qquad (39)$$

Prin modificarea valorii intervalului de reacție Cunningham a obținut curbe diferite (fig. 61) și a constatat că pe măsură ce intervalul de reacție crește se înregistrează o mai mare instabilitate numerică.

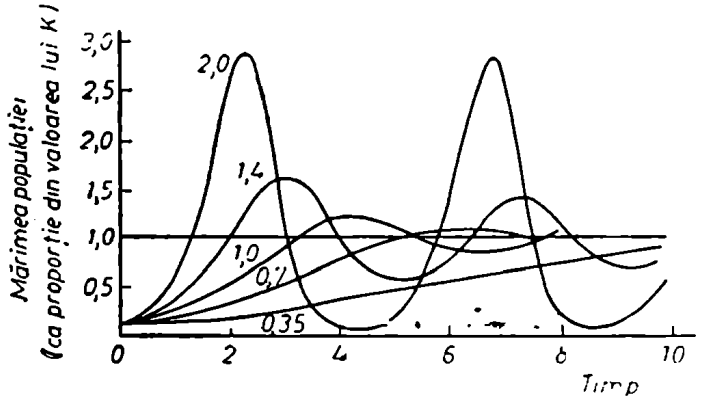


Fig. 61. Creșterea populației după modelul logistic în cazul în care timpul de întîrziere în elaborarea răspunsului se modifică. Numerele de pe curbe reprezintă produsul (r_m x). În general valorile mari ale lui produc instabilitate (După Cunningham, 1954).

Pentru populațiile aparținînd speciilor de organisme superioare s-a introdus un alt coeficient care caracterizează întîrzierea prin reproducere (g), care poate fi măsurată prin perioada de gestație saŭ echivalenții ei. Introducînd și acest coeficient modelul logistic se transformă astfel :

$$\frac{dN}{dt} = r_m N_{(t-g)}\left(\frac{K - N_{(t-\tau)}}{K}\right) \qquad (40)$$

Perfecționarea modelului logistic prin înlăturarea uneia din restricțiile sale de bază a permis simularea dinamicii mărimii populațiilor de crustacee din componența zooplanctonului. Pentru majoritatea populațiilor naturale nici acest model nu poate descrie dinamica lor și nu este întîmplător faptul de vreme ce se mențin încă cele mai critice restricții (popu-

lația ca simplă grupare de indivizi identici, simplificarea excesivă a mediului.

Orice populație naturală care pătrunde și se instalează într-un ecosistem natural își va modifica principalul său parametru de stare într-un domeniu determinabil pe de o parte de particularitățile interne ale populației (potențial biotic, structura pe vîrste, structura genetică, adaptări multiple prin care se asigură răspunsurile la fluctuațiile mediului) iar pe de alta, de particularitățile biotopului și biocenozei. Prin modificarea mărimii, populația realizează tranziții de la o stare la alta, sensul general al acestor tranziții, (rezultanta este de a se apropia și a atinge starea de echilibru staționar (fig. 62). Această stare ar corespunde capacității de suport a mediului, dar care nu este determinată numai de resursele disponibile în cadrul ecosistemului.

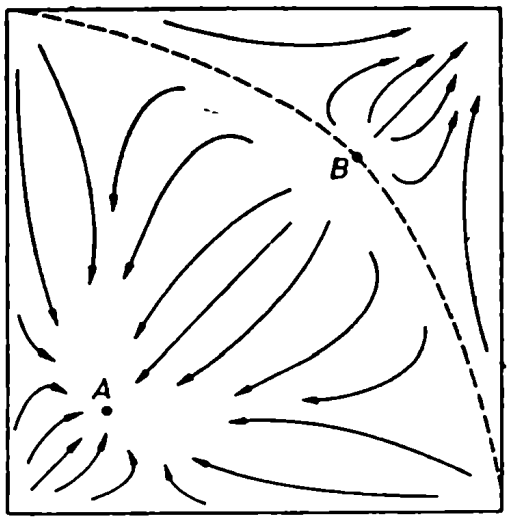


Fig. 62. Sistem cu o stare de echlibru staționar, (A) stabilă (căreia îi este asociat un domeniu în care din orice punct sistemul păstrează tendința de reîntoarcere) și cu o stare de echilibru staționar (B), instabilă (scos din starea de echilibru staționar în urma unei perturbări, nu mai revine la aceasta). (După Smith M., 1966).

Această stare de echilibru staționar este rezultanta interacțiunilor complexe dintre populație ca unitate complexă și totalitatea factorilor biotici și abiotici. Desigur un rol important în caracterizarea stării de echilibru staționar îl are sursa de energie dar nu exclusiv. Pentru aceeași valoare a sursei de energie, nivelul echilibrului staționar poate să difere în limite largi în funcție de modificarea factorilor abiotici care condiționează eficiența utilizării energiei, de modificarea intensității competiției interspecifice care modifică sursa de energie disponibilă pentru populația dată, chiar în condițiile în care la nivelul ecosistemului sursa de energie ar rămîne constantă. Dacă, însă avem în vedere și variațiile în timp ale sursei de energie și am putea spune a spațiului locuit (majoritatea populațiilor naturale au distribuție grupată în așa fel încît spațiul locuit se restrînge sau se extinde pînă la limitele ecosistemului în funcție de fluctuațiile mediului) înțelegem că afirmația, conform căreia nivelul mărimii corespunzătoare stării de echilibru staționar este determinat de interacțiunile populației cu factorii abiotici și biotici este reală.

Mai mult, înțelegem că permanent presiunea variabilă a mediului îndepărtează mai mult sau mai puțin populația de starea sa de echilibru staționar, la rîndul său variabil, în așa fel încît practic populația nu se va afla decît în foarte puține cazuri la echilibru, ci în anumite stări din cadrul unui domeniu de stabilitate. Această constatare se traduce în faptul că populațiile naturale în mod firesc urmează o dinamică a mărimii lor care se caracterizează prin oscilații regulate sau neregulate, divergente sau convergente, de o parte și de alta a nivelului stării de echilibru staționar

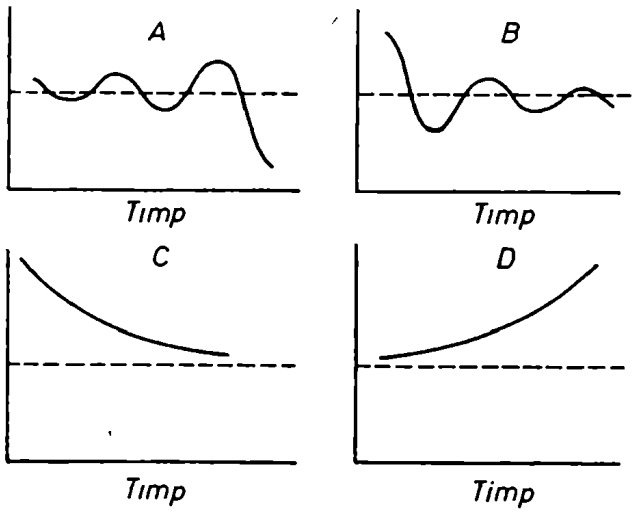


Fig. 63. Comportamentul unui sistem în jurul punctului de echilibru :
A — oscilaţii divergente; B — oscilaţii convergente; C — convergenţă exponenţială; D — divergenţă exponenţială. Linia continuă reprezintă variabila a cărei valoare la echilibru este indicată de linia întreruptă. (După Smith M., 1966).

(fig. 63). Subliniem, de asemenea, că în cazul majorităţii populaţiilor naturale, aceste oscilaţii sînt întreţinute parţial de întîrzierea în elaborarea răspunsurilor.

Exprimarea dinamicii mărimii populaţiilor naturale prin modele inductive de tip „open-ended". Descrierea dinamicii mărimii populaţiilor prin intermediul modelelor prezentate anterior, implica o serie de presupuneri asupra modului în care procesele de la nivelul acestora s-ar putea desfăşura.

Modelele prezentate s-au alcătuit fără a face referiri speciale la anumite populaţii şi după aceea s-a încercat aplicarea lor.

Aşa cum am subliniat şi în alte capitole, în cercetarea ecologică actuală este absolut necesar să apreciem rolul fiecărei populaţii dominante din structura unei biocenoze şi pentru aceasta este necesar să determinăm şi să descriem modificarea în timp a efectivului fiecărei populaţii în parte, prin modele matematice care să permită prognoza răspunsurilor acestora pentru diferite valori posibile ale principalilor factori de mediu care condiţionează îndeplinirea rolului lor.

Acest deziderat poate fi îndeplinit dacă se abordează într-o altă manieră problema modelării dinamicii efectivului, considerîndu-se fiecare populaţie dominantă ca o entitate cu particularităţi distincte în ceea ce priveşte ciclul de dezvoltare, organizarea şi mecanismele diferenţiate pentru corectarea ratelor de intrare şi ieşire a indivizilor în raport cu variaţia condiţiilor de mediu.

În acest sens cea mai adecvată modalitate de rezolvare a problemei constă în colectarea unei mari cantităţi de informaţie cu privire la variaţia în timp a ratelor natalităţii şi mortalităţii precum şi a ratelor de imigrare şi emigrare în aşa fel încît să se surprindă o gamă largă de valori ale mărimii populaţiei, gamă care să acopere în proporţie cît mai mare domeniul în care mecanismele de reglaj asigură stabilitatea acesteia. Trebuie să se cunoască, de asemenea, raportul sexelor şi eventual variaţia sa în timp. Întrucît aceste informaţii s-ar obţine în contextul unei cercetări ecologice de amploare care ar viza cel puţin un ecosistem dacă nu un complex de ecosisteme înseamnă că ar fi disponibile toate datele cu privire la modificarea în timp a presiunii exercitate de prădători şi paraziţi, a cantităţii şi calităţii hranei, a intensităţii competiţiei interspecifice, precum şi datele cu privire la variaţia în timp şi spaţiu a factorilor abiotici.

Subliniem că o condiţie obligatorie pentru această manieră de abordare este extinderea cercetării în timp şi spaţiu. Dispunînd de datele empirice care caracterizează variabilele menţionate mai sus, se folosesc tehnici de analiză statistică adecvate (analiza varianţei) pentru identificarea

variabilelor care determină ratele proceselor răspunzătoare de modificarea mărimii populației și printr-un proces de sinteză se alcătuiește modelul matematic corespunzător. Acest mod de abordare a fost dezvoltat pentru prima dată de Watt (1961) și aplicat ulterior de Morris (1963), Poole (1974), Southwood (1970), Vădineanu (1980). Modelul matematic astfel obținut este de tip „open-ended" pentru că nu sînt impuse restricții în ceea ce privește complexitatea sa, fiind luate în considerare cît mai multe din variabilele care condiționează mărimea populației. Astfel, să presupunem că este alcătuită o succesiune de cel puțin 30 tabele de viață pentru o populație de insecte care are generații discrete. Ciclul de viață îl împărțim în 6 stadii de dezvoltare ; stadiul de ou (0), stadiul de larvă 1 și 2 ($L_{1,2}$) stadiul de larvă 3 (L_3), stadiul de larvă 4 (L_4), stadiul de pupă (P) și stadiul de adult (A). Admitem că raportul sexelor este ușor inegal (de pildă, în populațiile de Propsilocerus danubialis sînt 45,3% femele) și luăm în considerare pentru a defini intrarea indivizilor prin natalitate termenul P_{fn} care desemnează proporția realizată din fecunditatea maximă. Presupunem, de asemenea, că sînt intrări de indivizi în populație prin imigrație și ieșiri din populație prin emigrație (presupunerea valabilă pentru adulți). Atunci rata de supraviețuire pe generație (S_g) ar putea să fie dependentă de rata de supraviețuire în fiecare stadiu din ciclul de dezvoltare (S_0 ; $S_{L1,2}$; S_{L3} ; S_{L4} ; S_P ; S_A), de proporția realizată din fecunditatea maximă (P_{fn}), de rata de imigrație (S_I), de rata de emigrație (S_E), precum și de raportul inegal al sexelor (2F)

$$S_g = S_0 \cdot S_{L\,1,2} \cdot S_{L3} \cdot S_{L4} \cdot S_P \cdot S_A \cdot S_I \cdot S_E \cdot P_{fn} \cdot 2F \qquad (41)$$

Pentru a stabili în ce măsură variabilele independente luate în considerare determină rata de supraviețuire pe generație, este necesar să se transforme prin logaritmare ecuația 41 într-o ecuație liniară și să se aplice metoda regresiei simple.

$$\log_{10} 10\,000\ S_g = \log_{10} 10\,000\ S_0 + \log_{10} 10\,000\ S_{L\,1,2} + \log_{10} 10\,000\ S_{L3} +$$
$$+ \log_{10} 10\,000\ S_{L4} + \log_{10} 10\,000\ S_P + \log_{10} 10\,000\ S_A + \log_{10} 10\,000\ S_I +$$
$$+ \log_{10} 10\,000\ S_E + \log_{10} 10\,000\ P_{fn} + \log_{10} 10\,000\ 2F \qquad (42)$$

Fiecare termen s-a înmulțit cu 10 000 pentru a evita valorile negative (Poole, 1974).

Pe baza analizei graficelor care se obțin luînd în considerare succesiv rata de supraviețuire pe generație ca o funcție de una din variabilele independente și a valorilor coeficienților de corelație se stabilește care sînt variabilele independente care influențează semnificativ fenomenul.

Subliniem că pentru calcularea coeficienților de corelație simplă și pentru aplicarea regresiei simple dispunem de valorile înscrise în tabelele de viață precum și de valorile ratelor de imigrație și emigrație pentru fiecare generație. Pentru a continua soluționarea cazului ipotetic luat de noi în considerare, admitem rezultatele obținute la P. danubialis (Vădineanu 1980).

La această populație s-a evidențiat că rata de supraviețuire pe generație nu este dependentă semnificativ de raportul inegal al sexelor și de ratele de imigrație și emigrație.

În această situație relația (41) se transformă astfel :

$$S_g = S_0 \cdot S_{L1,2} \cdot S_{L3} \cdot S_{L4} \cdot S_P \cdot S_A \cdot S_{fn} \qquad (43)$$

Din analiza tabelelor de viaţă s-ar putea observa că ratele de supravieţuire pe stadii de dezvoltare şi proporţia realizată din fecunditatea maximă variază în anumite domenii particulare. Desigur aceste fluctuaţii reflectă efectele variaţiilor factorilor de mediu. Aplicînd acelaşi procedeu ca mai sus (corelaţia şi regresia simplă) se identifică factorii de mediu care determină fluctuaţiile ratelor de supravieţuire pe stadii de dezvoltare şi a fecundităţii.

Ca urmare, fiecare termen din membrul drept al ecuaţiei (43) va fi o funcţie de cîţiva factori de mediu (biotici sau abiotici) şi se va transforma într-o ecuaţie de forma :

$$S_s = [f(x_1, x_2)]\,[f(x_3, x_4, x_5)]\,[f(x_6)]\,[f(x_7, x_8)]\,[f(x_9)]\,[f(x_{10}, x_{11})]\,[f(x_{12}, x_{13}, x_{14})] \quad (44)$$

Numărul variabilelor din fiecare compartiment este luat arbitrar. În următoarea etapă se aplică metoda regresiei multiple pentru a stabili relaţiile matematice care descriu dependenţa ratelor de supravieţuire şi a fecundităţii de factorii de mediu care au fost indentificaţi ca variabile independente.

Modelul devine operaţional dacă-l completăm cu următorii termeni :

N_n = numărul de adulţi care supravieţuiesc în generaţia „n",

F = proporţia de femele,

N_{n+1} = numărul de adulţi care vor supravieţui în generaţia „n+1" şi atunci ecuaţia (44) se scrie :

$$N_{n+1} = N_n \cdot F\,[f(x_1, x_2)]\,[f(x_3, x_4, x_5)] \ldots [f(x_{12}, x_{13}, x_{14})] \quad (45)$$

TRANSFERUL ENERGIEI ŞI ELEMENTELOR MINERALE LA NIVELUL POPULAŢIILOR NATURALE

Descifrarea mecanismelor prin care se realizează productivitatea în ecosistemele naturale presupune stabilirea legităţilor care guvernează modularea în timp a ratelor fluxului de energie şi a circuitelor elementelor minerale şi desigur a mecanismelor de reglaj ale stărilor în cadrul domeniului de stabilitate. După cum s-a mai arătat, aceasta este problema fundamentală a cercetării ecologice actuale şi rezolvarea sa este dependentă de caracterizarea rolului pe care îl îndeplineşte fiecare populaţie componentă în desfăşurarea proceselor subliniate mai sus.

În acest context este necesar ca în primul rînd să se caracterizeze pentru fiecare populaţie dominantă fluxul de energie (bugetul energetic) în termenii intrărilor, transformărilor şi ieşirilor de energie.

Wiegert (1968) defineşte fluxul de energie printr-o populaţie pe baza unor parametri care derivă din aplicarea primei legi a termodinamicii, sistemelor biologice.

$$\Delta H_s = (H_1 - H_2) + (Q_1 - Q_2) + (L_1 - L_2) \quad (46)$$

unde :

ΔH_s — variaţia entalpiei sistemului (al populaţiei în cazul nostru),

H_1 — entalpia materiei care intră în sistem,

H_2 — entalpia materiei care iese din sistem,

Q_1 — energia calorică captată,

Q_2 — energia calorică cedată mediului,

L_1 — presiunea exercitată de mediu asupra sistemului,

L_2 — presiunea exercitată de sistem asupra mediului.

Neglijînd ultimul termen al ecuației (46), aceasta se transformă în ecuația (47) unanim acceptată pentru aprecierea bugetului energetic al unei populații (Winberg 1956, Petrusewicz 1967, Klekowski 1970).

$$C = P + R + F + U \tag{47}$$

Bazele teoretice pentru aceste ecuații sînt următoarele :

— Toate formele de energie cu excepția energiei calorice sînt interconvertibile în condiții de izotermie și presiune constantă.

— În timpul transformărilor energetice, energia nu este creată și nu dispare.

— Reacțiile se produc spontan numai dacă sînt însoțite de o degradare parțială a energiei în căldură.

Bugetul energetic, poate fi reprezentat sugestiv sub forma unei diagrame (fig. 64) care explică și conținutul fiecărui termen al ecuației (47)

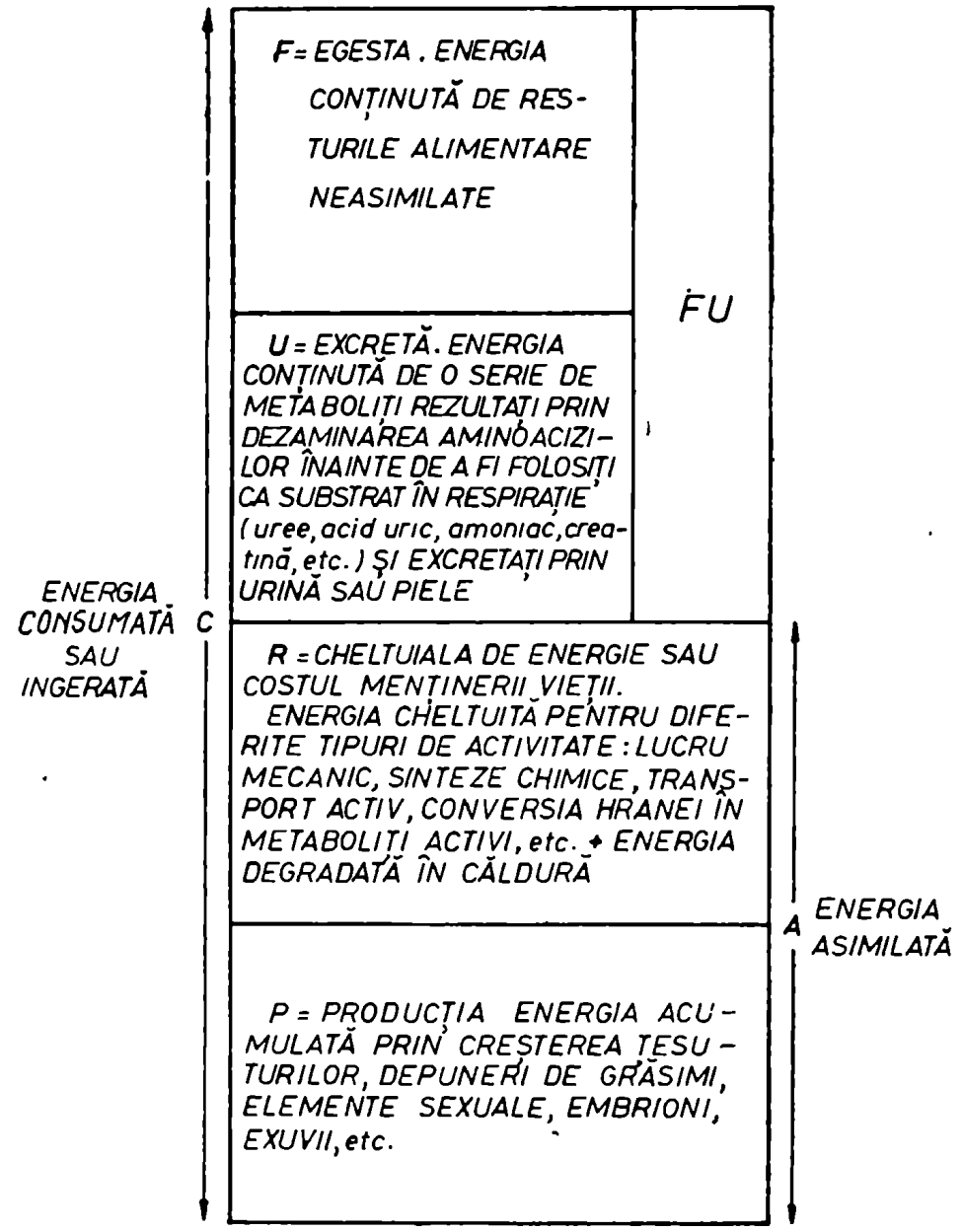


Fig. 64. Diagrama bugetului energetic. (După Klekowski, 1975).

Toţi termenii care definesc bugetul energetic trebuie să fie exprimaţi în unităţi energetice * sau unităţi convertibile în unităţi energetice, raportate la unitatea de timp.

După cum se observă, în diagrama prezentată apare şi termenul FU care se foloseşte în cazul evaluării fluxului de energie la populaţiile pentru care este imposibil să se determine separat F şi U. Astfel la populaţiile speciilor de moluşte terestre, insecte şi păsări fecalele sînt eliminate împreună cu produşii în formă solidă rezultaţi din dezaminarea aminoacizilor. Ori de cîte ori este posibil este indicat să se determine U şi F separat pentru a cunoaşte în ce măsură proteinele sînt utilizate ca substrat în respiraţie.

După cum apreciază Blazka (1966) utilizarea proteinelor ca substrat în respiraţie este un fenomen frecvent în natură. Se impune a se face încă două precizări legate de ecuaţia care descrie fluxul de energie. şi care arată că intrările de energie în populaţie sînt compensate de acumulări, cheltuieli, de energia neasimilată şi de energia compuşilor cu azot excretaţi. Energia asimilată reprezintă energia fiziologică utilizabilă şi se exprimă sub forma sumei dintre producţie şi cheltuiala de energie (48) sau sub forma

$$A = P + R \tag{48}$$

diferenţei (49) dintre energia consumată şi suma energiilor eliminate prin fecale (F) şi urină (U).

$$A = C - (F + U) \tag{49}$$

Putem vorbi în acelaşi timp de energia hranei digerate şi absorbite (D) care reprezintă de fapt suma dintre energia asimilată (P+R) şi energia conţinută de produşii intermediari rezultaţi din metabolismul proteinelor (U).

$$D = A + U \tag{50}$$

sau

$$D = C - F \tag{51}$$

Fluxul de energie şi în consecinţă parametrii care-l definesc sînt variabili în timp datorită restructurărilor din cadrul populaţiei (modificarea mărimii şi a distribuţiei pe clase de vîrstă sau dimensiuni) şi datorită fluctuaţiilor factorilor externi în special cantitatea şi calitatea hranei şi factorii abiotici. Valorile parametrilor bugetului energetic determinate la un moment dat $\left(\frac{dC}{dt}, \frac{dR}{dt}, \frac{dF}{dt}, \frac{dU}{dt}\right)$, ar constitui ceea ce se cunoaşte în literatură ca „buget energetic instantaneu" şi el ar reflecta rata fluxului de energie pe un interval de timp infinitezimal ($dt \to 0$).

În această situaţie însă apare un inconvenient important, reprezentat de faptul că rata consumului $\left(\frac{dC}{dt}\right)$ poate să nu fie egală cu $\frac{dA}{dt} + \frac{dF}{dt}$ şi aceasta datorită modului în care se desfăşoară procesele implicate în realizarea fluxului de energie.

---

* Unitatea de măsură frecvent folosită este caloria. Mai rar valorile sînt exprimate în unităţi de energie mecanică. Legătura dintre energia mecanică şi energia calorică este exprimată de legea Joule, conform căreia echivalentul unei calorii mici în unităţi de energie mecanică este $4{,}187 \cdot 10^7$ ergi sau 4,187 J (Invers 1 J = $2{,}388 \cdot 10^{-4}$ Kcal/sau 0,239 cal).

Astfel ingerarea hranei poate să aibe loc la intervale de timp inegale sau hrana să fie reținută în tubul digestiv pe intervale diferite de timp. Ca urmare în practică se determină aceste valori pentru un interval mai mare de timp (Δt), interval care diferă de la o specie la alta în raport cu biologia nutriției caracteristică fiecăreia.

Acest interval este însă suficient de mic în raport cu perioada nedefinită de persistentă a unei populații iar transformarea parametrilor din variabile continui în variabile discrete nu ne îndepărtează semnificativ de la valorile reale ale fenomenului. Datorită faptului că fluxul de energie este permanent modulat de restructurările din interiorul populației și de modificarea intensității relațiilor cu componentele biotice și abiotice ale ecosistemului este necesar să fie îndeplinite două condiții pentru caracterizarea corectă a sa :

1. Cunoașterea dinamicii factorilor interni și externi care influențează activitatea populației.

2. Cunoașterea răspunsurilor date de populație, exprimate prin modularea parametrilor bugetului energetic, pentru diferite valori ale factorilor interni și externi.

Subliniem că la majoritatea populațiilor naturale, bugetul energetic determinat pentru intervale de timp (Δt) restrînse este adeseori neechilibrat (termenul care desemnează intrarea de energie (C) în ecuația (47) nu este echilibrat de suma termenilor care caracterizează acumularea, transferul și eliminarea energiei din populație) datorită în special unei întîrzieri în elaborarea răspunsurilor față de modificările survenite în mediu și intercalării în ciclul de dezvoltare a unor perioade cînd indivizii nu se hrănesc (stadiul de pupă la insecte, perioadele de estivare și hibernare la multe specii animale etc.). Pentru aceste intervale populațiile respective au „buget energetic instantaneu" negativ în sensul că ieșirile de energie nu sînt compensate de intrări.

În consecință, sînt dificultăți reale de apreciere a rolului populațiilor naturale în desfășurarea fluxului de energie în ecosisteme, pe baza bugetului energetic instantaneu fapt pentru care Klekowski (1967) a propus calcularea bugetului energetic pe durata unei generații în cazul populațiilor cu generații discrete sau pe an, prin integrarea sau sumarea valorilor parametrilor bugetului energetic instantaneu pentru întreg intervalul. Se obține astfel ceea ce Klekowski a denumit „buget energetic cumulat" pe baza căruia se poate aprecia rolul ecologic al populației pentru care s-a calculat.

Dacă notăm C_i, R_i, P_i, F_i, U_i valorile parametrilor bugetului energetic instantaneu, atunci termenii pentru bugetul energetic cumulat se obțin astfel :

$$C_c = \int_{\tau_0}^{\tau_n} C_i,\ dt \simeq \sum_{\tau_0}^{\tau_n} C_i \tag{52}$$

$$P_c = \int_{\tau_0}^{\tau_n} P_i\ dt \simeq \sum_{\tau_0}^{\tau_n} P_i \tag{53}$$

$$\vdots$$

$$F_c = \int_{\tau_0}^{\tau_n} F_i\ dt \simeq \sum_{k\tau_0}^{\tau_c} F_i \tag{54}$$

τ_0 la τ_n reprezintă durata unei generații sau intervalul de un an ;

C_i, P_i ... F_i reprezintă valorile calculate pentru intervale infinitezimale dt în cazul în care folosim integrarea sau pentru intervale Δt (după cum s-a arătat anterior calea cel mai frecvent utilizată) atunci cînd valorile sînt determinate prin sumare.

Analizînd fluxul de energie al unei populații sîntem în primul rînd tentați să apreciem care este eficiența asimilării energiei consumate, eficiența acumulării energiei consumate și care este eficiența acumulării energiei asimilate înainte de a folosi datele respective pentru evaluarea rolului ecologic al acesteia. Așa cum am arătat anterior, bugetul energetic instantaneu este adeseori neechilibrat și nu se pot calcula întotdeauna coeficienții care caracterizează eficiențele energetice menționate mai sus și ca urmare vom indica modalitățile de calcul ale acestora în cazul bugetului energetic cumulat și vom sublinia semnificația lor ecologică.

$$U_c^{-1} = \frac{P_c + R_c}{C_c} = \frac{A_c}{C_c} \tag{55}$$

$$K_{1c} = \frac{P_c}{C_c} \tag{56}$$

$$K_{2c} = \frac{P_c}{A_c} \tag{57}$$

U^{-1} — coeficientul care caracterizează eficiența asimilării energiei consumate ;

K_{1c} — coeficientul care caracterizează eficiența acumulării în procesul de creștere și reproducere a energiei consumate ;

K_{2c} — coeficientul care caracterizează eficiența acumulării energiei asimilate.

Pe baza acestor coeficienți sîntem în măsură să apreciem care este randamentul cu care populația utilizează energia disponibilă în cadrul ecosistemului și consumată pentru desfășurarea activității precum și pentru creștere și reproducere în condițiile de mediu specifice intervalului pentru care s-au calculat. Sîntem în același timp în măsură să apreciem eficiența cu care populația respectivă, în condițiile de mediu determinate stochează energia în biomasa obținută prin creștere sau în biomasa elementelor folosite în reproducere sau altfel spus măsura în care populația intervine ca transportor de energie de la un nivel trofic inferior la altul superior.

O cantitate de informație deosebit de utilă pentru aprecierea rolului ecologic al populațiilor naturale, o furnizează coeficientul K_{2c} care caracterizează măsura în care o populație, pentru anumite condiții de mediu, stochează și transferă energia asimilată sau ne arată care este cheltuiala cu care populația își îndeplinește funcția de transportor de energie. Cu cît valoarea coeficientului K_{2c} va fi mai mică cu atît cheltuiala de energie care susține intervenția populației în transferul de energie la nivelul ecosistemului va fi mai mare. Acest fapt însă are o altă semnificație, deosebit de importantă pentru aprecierea rolului complex pe care-l îndeplinește populația, semnificație care constă în faptul că, cu cît cheltuiala de energie pentru îndeplinirea funcției de transportor de energie va fi mai mare cu atît aceasta va contribui în mai mare măsură la mineralizarea

substanței organice și deci la reciclarea elementelor minerale. Acesta este un aspect prin care reușim să identificăm parțial rolul populației în desfășurarea circuitelor elementelor minerale. Imaginea completă se poate obține dacă cunoaștem concentrațiile elementelor minerale (mg/g substanță uscată) în hrana folosită și în biomasa acumulată pentru că dispunînd de valorile care indică cantitatea de energie intrată (C_e) în populație și respectiv cantitatea de energie acumulată și transferată (P_e) într-un interval de timp precum și de echivalentul caloric al hranei și biomasei realizate se poate cuantifica și aprecia măsura în care populația intervine în vehicularea elementelor minerale de la un nivel trofic la altul. Avînd în ultimă instanță posibilitatea de a aprecia intervenția populațiilor dominante atît în desfășurarea fluxului de energie cît și în realizarea circuitelor elementelor minerale (prin viteza de reciclare a lor și prin cantitatea vehiculată) putem să evaluăm contribuția acestora la realizarea producției biologice. Subliniem faptul că pe lîngă coeficienții pe baza cărora putem aprecia direct sau indirect eficiența participării populațiilor naturale la realizarea producției biologice în ecosistem, se folosește frecvent în cercetarea ecologică pentru atingerea aceluiași scop, raportul dintre producția realizată pe generație sau într-un an (P_e) și biomasa medie (B) în același interval de timp.

Acest raport (P/B) caracterizează viteza de reciclare a biomasei în decursul unei generații sau într-un interval mai mare de timp. Ne rezumăm la această scurtă caracterizare a rolului populațiilor naturale prin prisma participării lor în desfășurarea fluxului de energie și a circuitului elementelor minerale la nivelul ecosistemelor, iar modalitățile principale de determinare și cuantificare a parametrilor bugetului energetic le prezentăm în anexele 9, 10, 11 și 12.

REGLAREA STĂRILOR POPULAȚIILOR NATURALE

Abordînd parametrii structurali și funcționali prin intermediul cărora se poate defini starea unei populații la un moment dat, s-a arătat că aceștia se modifică în timp ca rezultat al fluctuațiilor presiunii mediului, determinînd în consecință modificarea stărilor acesteia. A reieșit din modul de prezentare al problemelor populației în capitolele anterioare că mărimea acesteia reprezintă parametrul de stare structural cel mai sensibil la fluctuațiile factorilor de mediu și că variația valorilor sale determină într-o măsură mai mare sau mai mică modificarea distribuției indivizilor pe clase de vîrstă sau dimensiuni, a frecvenței pe categorii genetice și desigur a cantității de energie și elemente minerale vehiculată de la un nivel trofic (n—1) la altul (n+1) precum și a cantității de substanță organică mineralizată.

Dacă luăm în considerare orice populație naturală a cărei ecologie este bine cunoscută se poate constata că parametrii de stare iau valori în cadrul unor domenii distincte, iar tranzițiile de stare determinate de variațiile parametrilor de stare se realizează, de asemenea, în cadrul unui domeniu delimitabil, pe care l-am definit (pag. 208) hipervolum sau domeniu de stabilitate. Aceste constatări ne conduc în mod firesc la concluzia că răspunsurile oricărei populații oglindite de valorile parametrilor de stare sînt răspunsuri orientate iar tranziția de stare este un proces controlat, reglat. Problema reglajului structurii și a activității de ansam-

blu a populațiilor naturale este o problemă foarte dificilă și de o deosebită importanță teoretică și practică. În general în cadrul literaturii de specialitate problema este redusă la reglajul efectivului populațiilor naturale iar soluțiile care s-au dat în decurs de mai bine de jumătate de secol sînt de cele mai multe ori parțiale. În cele ce urmează vom prezenta într-o formă sintetică elementele care s-au conturat în decursul anilor în legătură cu problema reglajului mărimii populațiilor naturale, pentru ca în final să încercăm completarea problemei reglajului stărilor acestora prin luarea în considerare și a altor parametri de stare.

În cele mai multe cazuri soluțiile elaborate cu privire la problema reglajului efectivelor populațiilor naturale au luat în considerare în exclusivitate fie rolul factorilor exogeni, reprezentați de factorii abiotici (în special climatici) și de factorii biotici (prădători, paraziți, competiție etc.) fie rolul factorilor endogeni (diferențierea din punct de vedere fiziologic, comportamental și genetic a indivizilor unei populații).

Datorită faptului că aceste soluții sînt incomplete și ca urmare sînt insuficiente pentru înțelegerea reglajului efectivului ca fenomen unitar, s-a conturat în ultimele două decenii o soluție globală a problemei. Care sînt aceste soluții ? Care sînt elementele care le definesc ?

1. Reglajul efectivului prin intermediul efectelor directe ale factorilor climatici asupra dezvoltării, fertilității și supraviețuirii.

Bodenheimer (1928) a subliniat în mod deosebit influența temperaturii și umidității asupra ratei de dezvoltare și a ratei mortalității la populațiile de insecte. Ulterior Uvarov (1931) corelează fluctuațiile populațiilor de insecte cu fluctuațiile factorilor climatici și formulează concluzia conform căreia efectivele populațiilor naturale ar fi controlate de factorii climatici.

Elementele caracteristice pentru această soluție sînt : se iau în considerare numai fluctuațiile numerice ale populațiilor neglijîndu-se echilibrul stabil al acestora ; fluctuațiile factorilor climatici se corelează cu exploziile numerice ale populațiilor de insecte ; dezvoltarea, fertilitatea și rata de supraviețuire sînt puternic influențate în cazul populațiilor de insecte de valorile factorilor climatici.

Subliniem că această soluție este fundamentată numai de rezultatele obținute în studiul dinamicii efectivelor populațiilor de insecte.

2. Reglajul efectivului populațiilor naturale prin intermediul relațiilor interspecifice, de către factorii biotici. Cercetările autecologice efectuate la începutul secolului nostru asupra speciilor de insecte dăunătoare culturilor, au permis acumularea unei cantități importante de date empirice, a căror interpretare efectuată inițial de Howard și Fiske (1911) a condus la ideea că orice specie * de insecte se află pentru un interval de timp delimitabil într-o stare de echilibru stabil. Aceasta înseamnă că pentru intervalul respectiv fiecărei specii îi este caracteristică o valoare a mărimii sale iar fluctuațiile numerice în cadrul fiecărei specii păstrează tendința de revenire la valoarea medie caracteristică.

Pentru realizarea și menținerea într-un interval de timp a echilibrului stabil (balanță în termenii autorilor citați) Howard și Fiske au admis ideea că trebuie să existe cel puțin unul sau mai mulți factori „facultativi"

* În termenii gîndirii populaționale considerăm constatările valabile pentru populația locală ca subunitate a speciei.

care controlează dinamica efectivului fiecărei specii, acordînd un rol deosebit în acest sens paraziților.

Fluctuațiile numerice determinate de temperaturile ridicate sau scăzute, de furtuni și de alți factori climatici, sînt interpretate de Howard și Fiske ca efecte „catastrofale", acțiunea acestor factori fiind considerată independentă de densitatea populațiilor.

Ulterior aceste idei sînt reluate și dezvoltate de Nicholson (1933) acest autor fiind considerat în mod obișnuit fondatorul „teoriei reglajului prin factori biotici".

Nicholson subliniază că există o corelație între mărimea unei populații și condițiile de mediu, corelație care presupune că populația se află într-o stare de echilibru în raport cu mediul său. Fără realizarea unei stări de echilibru, mărimea populației ar fi nedeterminabilă. În ceea ce privește elementele teoriei fundamentate de Bodenheimer și Uvarov, conform cărora factorii climatici ar determina și controla mărimea populațiilor naturale, Nicholson le respinge și consideră că numai factorii biotici sînt răspunzători de realizarea și menținerea unui echilibru între mărimea populațiilor și mediul lor de viață. În acest sens autorul face o analogie sugestivă între ocean și populația naturală, arătînd că interacțiunea dintre Pămînt și satelitul său natural Luna, interacțiune care se modifică ca intensitate în funcție de poziția satelitului față de planeta noastră, determină numai oscilațiile de nivel nu și adîncimea oceanului.

Deci, factorii climatici ar acționa într-un mod similar cu cel în care acționează Luna, determinînd oscilațiile numerice ale populațiilor naturale iar factorii biotici ar fi singurii care determină starea de echilibru a acestora. După Nicholson, mecanismul principal prin care factorii biotici controlează efectivul populațiilor este competiția pentru hrană, spațiu sau competiția dintre speciile de prădători sau paraziți. Particularitățile teoriei reglajului mărimii populațiilor prin factori biotici sînt întărite și nuanțate de către Smith (1935), un alt cercetător în domeniul autecologiei, preocupat de această problemă. Smith atrage atenția asupra necesității de a se clarifica foarte bine două aspecte distincte ale dinamicii mărimii populațiilor pentru a înțelege esența teoriei schițată de Howard și Fiske și fundamentată de Nicholson. În primul rînd trebuie înțeles că orice populație se caracterizează prin stabilitate și ca urmare pentru anumite intervale de timp (raportat la perioada foarte mare de persistență a unei populații într-un ecosistem) din punct de vedere numeric fiecare populație se menține în jurul unei stări de echilibru (densitate medie). Deci, echilibrul numeric nu presupune menținerea unei valori constante a efectivului ci trebuie asociat cu o valoare medie în jurul căreia sînt fluctuații continui ale efectivului. Pentru a înțelege mai bine acest aspect îl interpretăm în termenii analizei sistemice, reamintind că unul din parametrii definitorii ai stării unei populații este mărimea sa și că modificarea sa în timp determină un proces de tranziție de la o stare la alta. Luînd în considerare în cazul unei populații numai stările induse de modificarea în timp a mărimii sale, diferențiem o stare de echilibru în care populația tinde să ajungă din oricare altă stare s-ar afla. Spunem în acest caz că populația se află în echilibru stabil și înțelegem că stabilitatea este o noțiune complexă care se definește corect numai dacă stării de echilibru îi asociem domeniul în care populația poate să realizeze tranziția de stare (domeniul de stabilitate) sub acțiunea factorilor de mediu cu precizarea că se menține tendința de reîntoarcere la starea de echilibru. Desigur

după anumite intervale de timp ca urmare a modificărilor profunde intervenite în mediu este posibil ca echilibrul populațiilor să se modifice (modificîndu-se starea de echilibru și domeniul de stabilitate asociat), avînd caracter de variabilă discretă.

Al doilea aspect căruia Smith consideră că trebuie să fie bine clarificat este reprezentat de fluctuațiile continui ale efectivului populațiilor naturale, fluctuații induse de acțiunea perturbatoare a variațiilor condițiilor de mediu.

Stabilitatea unei populații nu exclude deci fluctuațiile continui în cadrul domeniilor de stabilitate.

Clarificînd aceste două aspecte înseamnă că pentru rezolvarea problemei pusă în discuție ar trebui să se diferențieze factorii de mediu care determină echilibrul populațiilor din punct de vedere al efectivului lor, de factorii care ar fi răspunzători de oscilațiile numerice în cadrul domeniului de stabilitate.

Pentru diferențierea celor două categorii de factori Smith, a utilizat în vederea descrierii dinamicii mărimii populației modelul logistic care deși se bazează pe o serie de presupuneri nerealiste (vezi pag. 245) permite totuși formularea unui criteriu. Se cunoaște că după acest model rata de creștere a populației este o funcție de densitate (N).

Dacă se consideră că populația este un sistem închis, în sensul că fenomenul dispersiei (imigrația și emigrația) este nul și dacă rata globală a natalității (b) este constantă și egală cu rata intrinsecă de creștere (r_m) atunci rata globală a mortalității (d) este la rîndul său o funcție de densitate.

În aceste condiții, pe măsură ce efectivul populației crește rata mortalității (d) crește pînă cînd egalează rata natalității * (b) realizîndu-se condiția pentru ca efectivul să ia valoarea caracteristică stării de echilibru (K) **.

Reprezentarea grafică a procesului (fig. 65) evidențiază foarte sugestiv faptul că mărimea populației corespunzătoare stării de echilibru (K) este dependentă de panta dreptei care descrie corelația dintre rata de creștere (d) și densitatea sau efectivul acesteia. Se observă că cu cît panta

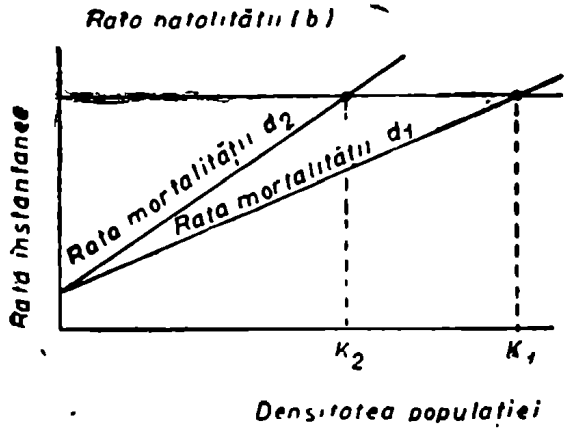


Fig. 65. Determinarea stării de echilibru stabil a mărimii populatiei folosind modelul logistic. Condiția de echilibru este ca rata natalității (b) să fie egală cu rata mortalității (d). Valoarea densității la echilibru (K) depinde de panta dreptei care descrie dependența ratei mortalității de densitatea populației. (După Smith, 1935).

---

* (b și d) — reprezintă ratele instantanee ale natalității și respectiv a mortalității, considerate pentru întreaga populație fără a mai ține cont de diferențierea lor pe categorii de indivizi.

** — este echivalent valorii mărimii populației care caracterizează capacitatea de suport a mediului.

dreptei este mai mare cu atît mărimea populației la echilibru este mai mică. Smith consideră pe baza acestor elemente că numai factorii de mediu care condiționează panta dreptei determină în consecință mărimea populației caracteristică stării de echilibru.

Ecuația dreptei care reprezintă dependența ratei mortalității de densitate este de forma :

$$d = cN + A \qquad (58)$$

unde

d este rata instantanee a mortalității ;
C — panta dreptei ;
N — mărimea populației sau densitatea ;
A — constanta (intersecția dreptei cu ordonata).

Datorită faptului că termenul cN reflectă dependența de densitate a ratei mortalității înseamnă că factorii care condiționează direct panta dreptei (c) și indirect mărimea populației la echilibru sînt factori dependenți de densitate. Pe baza elementelor pe care le-am subliniat, Smith împarte factorii de mediu în factori dependenți și factori independenți de densitate și consideră că numai factorii dependenți de densitate sînt implicați în menținerea stabilității populațiilor naturale. După Smith în categoria factorilor dependenți de densitate intră în principal factorii biotici (paraziți, prădători etc.) iar în categoria factorilor independenți de densitate intră de obicei factorii abiotici. Spre deosebire de Nicholson, Smith arată că în anumite situații factorii climatici pot acționa ca factori dependenți de densitate. Este cazul populațiilor a căror indivizi supraviețuiesc în condiții nefavorabile de climă adăpostindu-se într-un număr limitat de refugii disponibile în cadrul biotopului. În asemenea cazuri este evident că cu cît efectivul populației va fi mai mare cu atît rata mortalității va fi la rîndul său mai mare.

3. Teoria reglajului efectivului populațiilor naturale prin acțiunea globală, directă și indirectă a factorilor de mediu. Pentru prima dată un alt cercetător din domeniul ecologiei populațiilor de insecte (Thompson, 1929) lansează ideea că factorii care controlează mărimea populațiilor naturale alcătuiesc un complex, o unitate bine integrată. În acest complex Thompson include toți factorii biotici și abiotici și precizează că este foarte dificil să se diferențieze anumiți factori răspunzători de limitarea și controlul efectivului populațiilor naturale și ca urmare consideră că ar fi mult mai adecvat să se admită că fluctuațiile în spațiu și timp a întregului complex de factori îndeplinesc această funcție.

Mai tîrziu entomologul german Schwerdtfeger (1941) încercînd să explice fluctuațiile neregulate ale populațiilor de lepidoptere dăunătoare pădurilor cu *Pinus sylvestris* se declară nesatisfăcut atît de teoria reglajului prin factori climatici, cît și de cea a reglajului prin factori biotici și arată că toate componentele mediului determină direct sau indirect variațiile numerice. Schwerdtfeger subliniază în mod deosebit interacțiunile care se stabilesc între componentele biotice și abiotice ale mediului și acordă un rol important efectelor indirecte asupra proceselor răspunzătoare de intrarea și ieșirea de indivizi în populație.

Dar, cei care s-au opus cel mai vehement teoriei fundamentate de Nicholson au fost ecologii australieni Andrewartha și Bisch (1954) care au

arătat că nu sînt date empirice care să justifice clasificarea componentelor mediului în factori dependenţi şi independenţi de densitate. Autorii consideră că nu există factor de mediu care să influenţeze probabilitatea de supravieţuire şi de reproducere a indivizilor într-o manieră independentă de densitatea populaţiei şi ca urmare neagă existenţa factorilor independenţi de densitate. După aceşti autori în orice populaţie naturală probabilitatea de supravieţuire şi reproducere a indivizilor depinde de patru componente majore ale mediului (climă, hrană, alţi indivizi din aceeaşi specie sau din specii diferite, spaţiu) chiar dacă în timp una sau alta dintre componente are rolul dominant.

Absolutizarea rolului pe care-l are cantitatea de hrană în reglarea efectivului populaţiilor animale (în special păsări şi mamifere) reprezintă esenţa teoriei trofice (Lack, 1954, Rafes, 1968 b, Stugren, 1982), care ar putea fi considerată un caz particular al teoriei reglajului prin factori biotici. Încercările mai recente de abordare unitară a rolului factorilor exogeni în reglarea mărimii populaţiilor naturale nu mai resping teoriile reglajului prin factori climatici şi respectiv factori biotici ci consideră soluţiile lor ca fiind reale pentru populaţii integrate în medii de diferite tipuri. Astfel, în ecosisteme în care condiţiile de mediu s-ar afla la valorile optime pentru o populaţie, efectivul acesteia ar fi reglat prin procese dependente de densitate (fig. 66) iar în ecosistemele în care condiţiile de

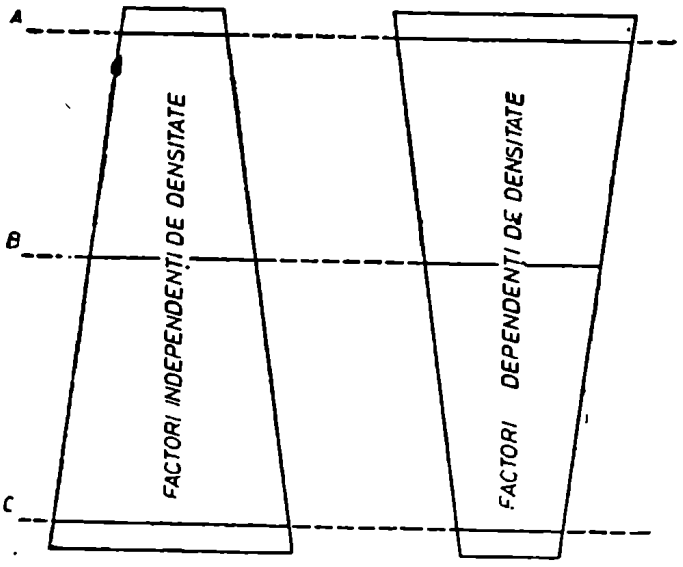


Fig. 66. Importanţa relativă a factorilor dependenţi şi independenţi de densitate în determinarea fluctuaţiilor densităţii populaţiilor integrate în ecosisteme de diferite tipuri :
A — factorii abiotici fluctuează în domenii restrînse care se suprapun peste optimul caracteristic populaţiei (biotop favorabil) ; B — biotop intermediar; C — factorii abiotici iau valori care se îndepărtează de optimul populaţiei (biotop nefavorabil). (După Huffaker şi Messenger, 1964).

mediu ar fi foarte instabile şi s-ar îndepărta de optimul caracteristic populaţiei, reglajul s-ar efectua prin procese independente de densitate (Huffaker şi Messenger, 1964). Dacă nu tratăm problema simplist atunci ne putem imagina că între cele două situaţii extreme subliniate anterior, pentru populaţiile aceleiaşi specii vor fi întîlnite în natură situaţii intermediare în care reglajul se realizează prin acţiunea ambelor categorii de factori, unii sau alţii avînd rol dominant.

4. Reglarea efectivului populaţiilor naturale prin mecanisme interne. Cele trei modalităţi prin care s-a încercat explicarea mecanismelor de reglaj al efectivului populaţiilor naturale s-au bazat în exclusivitate pe rolul factorilor exogeni, neglijîndu-se faptul că orice populaţie ca unitate organizatorică se caracterizează printr-o structură internă, printr-o grupare a indivizilor componenţi pe categorii diferenţiate fenotipic sau ge-

netic. S-a pierdut din vedere că populația este unitatea care evoluează și că sub acțiunea selecției naturale se produc modificări în structura internă a sa, modificări care stau la baza unor mecanisme proprii de reglaj (autocontrol).

În tentativa de a soluționa problema reglajului efectivului populațiilor naturale o serie de autori au pus accentul în lucrările lor pe rolul mecanismelor de autoreglare. Vom evidenția particularitățile acestei teorii punînd în discuție o serie de elemente care au fost subliniate în mod deosebit în lucrările ecologilor ce și-au adus o contribuție însemnată la fundamentarea sa. Deosebit de sugestiv pentru conturarea argumentelor care stau la baza acestei teorii ni se pare punctul de vedere al lui Chitty (1955). Presupunînd că s-a determinat mărimea populației la două momente distincte t_1 și t_2 și că rata mortalității (d_2) la momentul t_2 este mai mare decît rata mortalității (d_1) la momentul t_1 se ridică o problemă care reclamă determinarea cauzelor pentru care $d_2 > d_1$. Chitty a arătat că sînt două modalități de rezolvare a problemei, una care presupune că indivizii în cadrul populației sînt identici și deci neglijează polimorfismul populațional și alta care s-ar baza pe diferențierea calitativă și cantitativă din punct de vedere genetic și fenotipic a indivizilor populației. În primul caz diferențierea ratei mortalității trebuie să fie determinată de modificarea în timp a presiunii factorilor de mediu în sensul că la momentul t_2 au fost mai mulți prădători, paraziți, mai puțină hrană sau condițiile climatice au fost mai puțin favorabile. În al doilea caz se consideră că factorii de mediu (exogeni) au rămas relativ constanți în timp și modificarea ratei mortalității s-a datorat schimburilor de natură genetică survenite la nivel individual și deci deteriorării calității populației pe măsură ce efectivul acesteia a crescut. Așa cum arată Ford (1931) pe baza experienței acumulate în cercetarea geneticii populațiilor naturale, în timpul creșterii efectivelor acestora crește variabilitatea individuală, fiind integrați în structura genetică o serie de genotipi inferiori. Deteriorarea calității populației în condițiile creșterii densității atrage după sine intensificarea acțiunii selecției naturale (prin intensificarea competiției pentru hrană și spațiu) și în consecință reducerea variabilității. S-ar putea spune că o creștere numerică a populației atrage după sine în mod inevitabil asemenea transformări în structura sa internă încît limitează sau induce valori negative ale ratei finite de creștere (λ).

Este evident că prima cale de rezolvare a problemei formulată de Chitty este în concordanță cu elementele teoriilor caracterizate anterior iar cea de a doua operează cu principalele elemente ale teoriei reglajului prin mecanisme interne. Folosind rezultatele obținute în studiul dinamicii efectivului unor populații de rozătoare mici, Chitty (1969) formulează concluzia că reglarea efectivului se realizează prin mecanisme interne fără a fi necesară intervenția factorilor biotici și abiotici exogeni.

O altă manieră de interpretare a autoreglării densității în special la populațiile de păsări aparține lui Wynne Edwards (1962).

Acesta ia în considerare un fenomen comun la populațiile care posedă mecanisme eficiente de dispersie, fenomen care constă în faptul că indivizii se concentrează în zonele în care resursele de hrană sînt abundente și evită zonele sărace în surse de hrană.

Deci hrana ar fi principalul factor în raport cu care ar trebui să se descifreze controlul efectivelor populațiilor animale dar după cum arată Wynne Edwards în cadrul fiecărei populații s-au diferențiat diferite

forme de competiție care acționează ca mecanisme de reglaj și care mențin efectivul la un nivel inferior celui care ar determina epuizarea resurselor de hrană. În acest sens autorul consideră că la populațiile de păsări mecanismul cel mai eficient de autoreglare a efectivului în raport cu sursa de hrană este comportamentul de teritorialitate și structura socială (relații de dominanță și subordonare între indivizii populației). Sintetizînd, Wynne Edwards reprezintă autocontrolul sub forma unei ecuații care include cinci termeni. Natalitatea + imigrația = eliminări necontrolabile + emigrația + mortalitatea socială, și specifică, că numai eliminările determinate de acțiunea prădătorilor, paraziților, climei nu sînt sub controlul mecanismelor interne.

După cum s-a putut observa punctele de vedere prezentate anterior constituie, de asemenea, o soluție parțială a problemei reglajului efectivului la populațiile naturale, fiind practic imposibil de acceptat ideea că un fenomen atît de complex să fie explicat numai prin factori interni.

5. *Teoria sintetică.* Dacă ne reamintim bazele teoretice ale ecologiei așa cum au fost prezentate în primul capitol și elementele de analiză sistemică aplicate în studiul ecologiei populațiilor naturale, înțelegem că o soluție care să reflecte cît mai fidel procesul de modulare a intrărilor și ieșirilor de indivizi dintr-o populație, trebuie să fie o soluție integratoare (Victorov, 1971 ; Botnariuc, 1976 ; Stugren, 1982 ; Vădineanu, 1980) care să țină cont pe de o parte de organizarea (polimorfism, relațiile dintre indivizi aparținînd la morfe diferite, funcțiile îndeplinite) acesteia iar pe de alta, de organizarea biocenozei (număr de specii reprezentate, relațiile dintre acestea, gradul de realizare a tendinței de maximalizare a fluxului de energie etc.) și de particularitățile biotopului (domeniile de fluctuație ale factorilor fizici, chimici și mecanici), ca componente majore ale ecosistemului care integrează populația. Din acest punct de vedere polimorfismul populațional, caracterul polifuncțional al populației (ocupă mai multe nișe ecologice), diferite mijloace de apărare pasivă sau activă [mimetism, homocromie, sinteza și eliminarea în mediu a unor substanțe repelente, adaptări morfologice (spini, țepi etc.) acumularea în țesuturi a unor substanțe toxice pentru dușmani, adaptări comportamentale (fugă, imobilitate etc.)], gama largă de mijloace legate de asigurarea și folosirea eficientă a sursei de energie (diferite forme * ale competiției intraspecifice, mecanisme fiziologice și biochimice diferențiate la nivel individual, mijloace pasive și active de dispersie, migrații), precum și normele de reacție față de fluctuațiile factorilor abiotici, reprezintă căile eficiente de ajustare a intrărilor (natalitate și imigrație) și ieșirile (mortalitate și emigrație) de indivizi în populație în raport cu modificările survenite în organizarea ecosistemului (Botnariuc, 1979 ; Swartz, 1981 ; Stugren, 1982 ; Vădineanu, 1980). Adaptările de ordin structural și funcțional diferențiate la nivel populațional, reprezintă în același timp rezultatul acțiunii selecției naturale și deci rezultatul transformărilor adaptative ale populației în cadrul ansamblului de factori biotici și abiotici (exogeni) ce caracteri-

---

* Competiția pentru salvare (scramble competition) — formă în care fiecare individ încearcă să utilizeze cantitatea de resurse disponibile pentru satisfacerea necesităților fără a intra în conflict direct cu ceilalți indivizi conspecifici (caracteristică populațiilor vegetale și multor populații animale). În acest caz toți indivizii dispun relativ în aceeași măsură de resursele disponibile.

zează ecosistemul în care aceasta este inclusă (fig. 67). Se poate afirma că procesul de instalare a unei populații în cadrul unui ecosistem este însoțit de un proces complex de elaborare sub acțiunea selecției naturale a unei game mai mult sau mai puțin diversificate de adaptări care conferă populației tot atîtea mijloace de răspuns la fluctuațiile cu caracter de regim ale factorilor de mediu în așa fel încît efectivul acesteia să se mențină în limitele unui domeniu compatibil cu persistența sa. Prezentînd schematic elementele (fig. 67) pe care le considerăm implicate în procesul complex de reglare a efectivului populațiilor naturale subliniem următoarele :

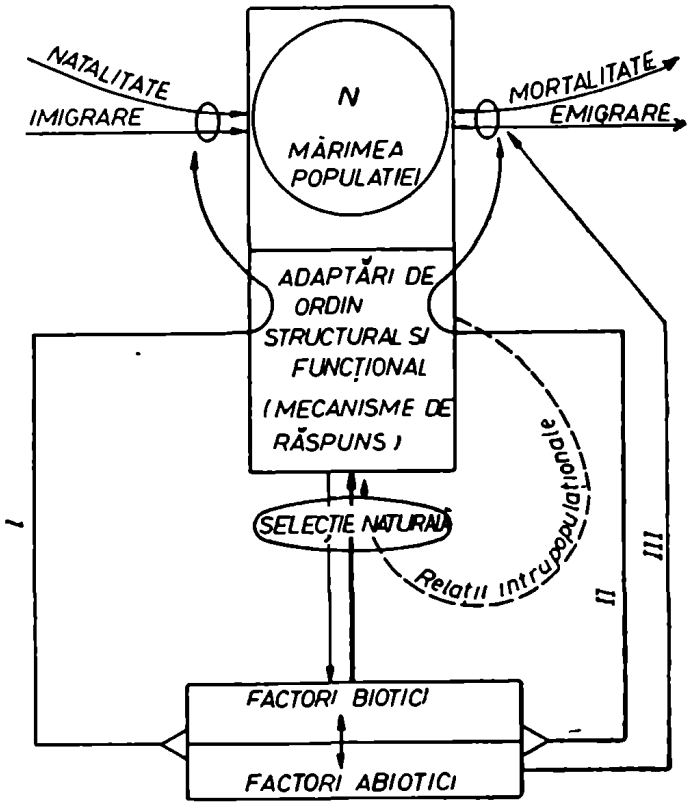


Fig. 67. Reglajul efectivului populațiilor naturale.

— orice populație naturală reprezintă o subunitate a unui ecosistem și ca urmare structura și funcțiile sale sînt subordonate legilor de structurare și funcționare a acestuia.

— Complexitatea biocenozei, fluctuațiile în timp și spațiu a intensității relațiilor interspecifice precum și fluctuațiile factorilor abiotici orientează acțiunea selecției naturale în sensul elaborării la nivelul fiecărei populații componente a unei game de adaptări de ordin structural și funcțional.

— Adaptările elaborate sub acțiunea selecției naturale, acțiune orientată predominant de factori exogeni constituie arsenalul de mijloace și mecanisme strategice ale fiecărei populații.

— Mijloacele și mecanismele strategice ale populației sînt amorsate și utilizate ca modalități de răspuns ale acesteia pentru diferite valori din domeniile de fluctuații cu caracter de regim ale factorilor exogeni (biotici și abiotici). Atît timp cît fluctuațiile factorilor de mediu se vor menține în limitele normale, efectele fiecăruia dintre ei vor fi în mod direct sau indirect dependente de densitate.

— Mecanismele și mijloacele proprii populației antrenate în elaborarea răspunsurilor, determină modificări ale ratelor de intrare și ieșire a indivizilor și în mod indirect corectarea efectivului său în raport cu presiu-

---

* Competiția bazată pe rivalitatea dintre indivizi („contest competition") — formă în care fiecare competitor manifestă un anumit comportament (de obicei ritualizat evitîndu-se lupta) față de ceilalți, astfel încît o parte din competitori nu au acces la resurse. Teritorialitatea este cea mai frecventă expresie a acestei competiții, atît la multe populații de nevertebrate cît și la vertebrate.

nea exercitată de schimbările survenite în structura şi funcţionarea ecosistemului.

— Pentru un anumit domeniu de stabilitate al ecosistemului şi deci pentru anumite domenii de fluctuaţii a factorilor biotici şi abiotici, fiecărei populaţii din componenţa sa îi este caracteristic un ansamblu de adaptări care asigură delimitarea domeniului de stabilitate şi reglarea mărimii sale în cadrul acestui domeniu.

— Numai fluctuaţiile cu caracter de zgomot în special a factorilor abiotici care depăşesc capacitatea mecanismelor interne de răspuns vor determina fluctuaţii necontrolate ale efectivului populaţiilor.

— Modificarea domeniului de stabilitate a ecosistemului va determina modificarea sub acţiunea selecţiei naturale a ansamblului de mecanisme interne implicate în elaborarea răspunsurilor şi deci modificarea stării de echilibru şi a domeniului de stabilitate în cazul fiecărei populaţii componente.

Folosind aceleaşi principii şi elemente pe care le-am utilizat în cazul teoriei sintetice pentru rezolvarea problemei reglajului stărilor populaţiilor naturale induse de modificarea mărimii lor, putem să extindem problema reglajului pentru stările induse de modificarea valorilor tuturor parametrilor structurali şi funcţionali ai acestora. În acest sens se poate admite că la nivelul oricărei populaţii s-au diferenţiat sub acţiunea orientată de către particularităţile organizatorice ale fiecărui ecosistem, a selecţiei naturale, categorii de mecanisme interne (adaptări) prin care acestea pot elabora răspunsuri exprimate de valorile parametrilor de stare, în cadrul unui domeniu de stabilitate global. Desigur ca şi în cazul reglajului efectivului ca parametru de stare, pentru diferite valori ale factorilor biotici şi abiotici din domeniile lor de fluctuaţie sînt amorsate cu precădere anumite mecanisme în vederea elaborării răspunsurilor.

Astfel, dacă luăm în considerare fluxul de energie, în cazul populaţiilor speciei Propsilocerus danubialis (Chironomidae, Diptera) integrate în ecosistemele acvatice din Delta Dunării constatăm că s-au diferenţiat o serie de mecanisme fiziologice, comportamentale şi biochimice prin care valorile acestora sînt menţinute la valori pozitive pentru diferite grade de hipoxie (intrarea de energie compensează cheltuielile energetice şi asigură acumularea unei cantităţi de energie în cadrul populaţiei) sau la valori negative * dar compatibile cu menţinerea populaţiilor pe intervale de timp limitate (cca 70 zile) în cazul în care presiunea parţială a oxigenului (PO_2) a luat valori mai mici decît valoarea corespunzătoare presiunii reziduale ** (5—6 mmHg) (Vădineanu 1980). Dintre mecanismele de răspuns utilizate de aceste populaţii pe măsură ce condiţiile de hipoxie se accentuează, menţionăm în ordinea folosirii lor : sinteza de hemoglobine libere, utilizarea parţială a căii anaerobe convenţionale, termoneutralitatea parţială, reducerea activităţii iar pentru intervalele în care populaţiile se află în condiţii de anaerobioză sînt amorsate următoarele mecanisme ; reducerea activităţii astfel încît cheltuiala de energie se menţine la limita compatibilă

---

* Bugetul energetic are valori negative atunci cînd cheltuielile energetice sînt acoperite parţial sau integral din energia acumulată de populaţie.

** Presiunea reziduală este o însuşire a fiecărei populaţii, condiţionată de o serie de adaptări şi corespunde presiunii parţiale a oxigenului din mediu la care indivizii îl mai pot prelua şi utiliza.

cu supravieţuirea şi extinderea căii anaerobe convenţionale printr-o cale adiţională care are ca produs final succinatul.

Subliniem, de asemenea, că parametrii structurali şi funcţionali ai populaţiilor se condiţionează reciproc într-o măsură mai mare sau mai mică, efectele factorilor exogeni manifestîndu-se în aceste cazuri în mod indirect. De pildă pentru aceleaşi condiţii de temperatură şi presiune parţială a oxigenului, fluxul de energie la nivelul populaţiilor de P. danubialis s-a modificat în raport cu efectivul şi cu distribuţia acestuia pe clase de vîrstă sau dimensiuni. Valorile acestor doi parametri structurali fiind determinate prin intermediul unor mecanisme interne de tipul celor menţionate anterior de către o serie de factori biotici.

Descifrarea mecanismelor complexe de reglare a stărilor populaţiilor naturale reprezintă o condiţie obligatorie pentru fundamentarea ştiinţifică a exploatării populaţiilor cu valoare economică sau a combaterii populaţiilor care aparţin speciilor dăunătoare culturilor şi în acelaşi timp o condiţie pentru înţelegerea mecanismelor de reglare ale stărilor ecosistemelor naturale.

V

SISTEMUL ECOSFEREI

GENERALITĂŢI

În 1875, geologul Suess a formulat teoria generală a geosferelor concentrice ale Pămîntului : litosfera, hidrosfera, atmosfera şi biosfera. Acest din urmă înveliş era înţeles ca totalitatea substanţei vii. Aprofundarea şi dezvoltarea acestei noţiuni îi aparţine lui Vernadski (1929), care lărgeşte noţiunea de biosferă, cuprinzînd în ea „domeniul de existenţă al substanţei vii" în care intră scoarţa de dezagregare, toată hidrosfera şi o bună parte din atmosferă — deci mediile abiotice impregnate şi transformate de viaţă. Deci, în acest sens, biosfera este concepută ca un tot unitar, cuprinzînd atît elementele vii cît şi factorii abiotici.

Desigur, materia vie este inseparabilă de substratul ei abiotic cu care este într-o permanentă interacţiune şi intercondiţionare, aşa cum o biocenoză este indisolubil legată de biotopul ei. Dar, din punctul de vedere al ierarhiei nivelurilor de organizare a materiei vii, deci a sistemelor biologice, apare necesitatea separării sistemului biologic de substratul abiotic al lui (sistem nebiologic). De aceea prin analogie cu ecosistemul alcătuit din biocenoză şi biotop vom folosi termenul de ecosferă (Commoner, 1972) ca exprimînd unitatea între biosferă în sens strict (totalitatea organismelor vii) şi substratul ei abiotic, pentru care vom folosi termenul de toposferă.

Trebuie menţionat că necesitatea separării acestor noţiuni, în vederea precizării cît mai clare a sensului în care sînt folosite, se face resimţită în ultima vreme, fapt caracterizat prin utilizarea unor termeni ca „vitasfera", „biostroma" (Tiuriukanov, 1975) sau „eubiosfera" şi „megabiosfera" (Vassoevici şi Ivanov, 1979).

Integralitatea ecosferei este pe de o parte rezultatul interacţiunii subsistemelor sale componente (ecosisteme, biomi) iar pe de altă parte este urmare a interacţiunii, a interpătrunderii structurale şi funcţionale a biosferei cu atmosfera, hidrosfera, litosfera. Această interacţiune se concretizează prin procesul circuitului materiei desfăşurat la scara planetară. Trebuie subliniat că acest termen nu reflectă prea bine conţinutul şi semnificaţia procesului, după cum se va arăta mai departe. În acest circuit, materia vie, cu o biomasă totală de 10^{15} t (Vernadski, 1929) antrenează în mod diferenţiat şi selectiv, practic toate elementele chimice, concentrînd unele, dispersînd altele, determinînd schimbarea structurii şi a însuşirilor geosferelor.

Ecosistemele reprezintă unităţile funcţionale elementare, concrete ale ecosferei. La nivelul fiecărui ecosistem circuitul se desfăşoară într-un mod specific, determinat de trăsăturile particulare ale biocenozei şi ale biotopului ei după cum s-a arătat în capitolul privind circulaţia materiei în ecosisteme (pag. 177). Interacţiunea ecosistemelor din cadrul biomilor, precum şi interacţiunea biomilor determină dimensiunile planetare ale circuitului materiei.

Circuitul materiei implică cheltuială de energie. Sursa principală de energie este cea a radiaţiilor solare.

De fapt fluxul de energie nu este un simplu transfer de la un corp la altul, după cum circuitul materiei nu este doar o deplasare a elementelor şi compuşilor chimici. În realitate este vorba de procese în care are loc nu numai circulaţia materiei şi curgerea energiei ci şi transformarea, evoluţia atît a substanţelor cît şi a formelor de energie. Însăşi ecosfera a luat naştere ca urmare a acestei evoluţii. Odată cu acest proces care se desfăşoară pe o spirală (şi nu în cerc), transferul de materie şi energie reprezintă mecanismele esenţiale prin care se realizează şi autocontrolul stărilor ecosferei pe plan planetar.

CIRCUITUL GLOBAL AL MATERIEI

ETAPELE PRINCIPALE ALE EVOLUŢIEI CIRCUITULUI MATERIEI

În oricare ecosistem actual circuitul materiei este determinat de factori abiotici, biologici şi în cele mai multe cazuri, factori ai activităţii umane, care le afectează în măsură mai mare sau mai mică.

Deoarece ecosfera este alcătuită din totalitatea ecosistemelor de pe Pămînt, aflate în interacţiune, aceleaşi trei categorii de factori determină desfăşurarea ciclurilor globale actuale.

Aceste trei categorii de factori, care astăzi coexistă şi acţionează simultan şi în interacţiune, au apărut pe Pămînt în mod succesiv. De aceea putem vorbi de o perioadă *abiogenă* a existenţei Pămîntului, înainte de apariţia vieţii, perioadă în care circuitul materiei era un circuit geochimic, determinat doar de factori abiotici. O a doua etapă — *biogenă* — este cea în care se formează circuitele biogeochimice, iar a treia etapă, cea *antropogenă,* începe odată cu apariţia omului care aduce importante schimbări în desfăşurarea circulaţiei şi evoluţiei materiei pe Pămînt. Din această cauză, înainte de a trece la analiza circuitelor actuale a unor elemente chimice, vom analiza succint fiecare din aceste etape.

Ideea esenţială care trebuie subliniată de la început este că în fiecare etapă circulaţia materiei nu trebuie înţeleasă ca o simplă deplasare, în cerc, a substanţelor, cu revenire de fiecare dată la punctul iniţial. În realitate, concomitent are loc procesul de transformare, de evoluţie a substanţelor, proces prin care se pregăteşte trecerea la etapa următoare. Deci mişcarea se desfăşoară de fapt pe o spirală foarte strînsă (evoluţia materiei se produce în timp îndelungat) şi nu pe un cerc.

1. Etapa abiogenă se desfăşoară de cînd a început evoluţia geologică a Pămîntului, adică acum 4,6 miliarde ani.

Geneza Pămîntului şi evoluţia lui pregeologică a pregătit această etapă şi a determinat o serie de trăsături caracteristice ale ei.

Se admite astăzi că sistemul nostru solar a luat naştere dintr-un imens nor de materie interstelară, în care intrau diferite gaze şi pulberi cosmice. Soarele a luat naştere în zona centrală a norului, prin concentrarea şi încălzirea gravitaţională a materiei. Datorită mişcării de rotaţie întregul nor a căpătat forma discoidală. În alcătuirea acestui nor, asemănător cu a materiei interstelare şi a soarelui intrau : H — peste 60% din greutate, He — cca 30%, C, N, O — aproximativ 1—2%, elemente grele sub 1%, gaze nobile, NH_3, CH_4, H_2O, S, Si, Mg, Fe etc.

Deoarece temperatura şi gravitaţia scădeau de la Soare spre periferia norului, proporţia şi rolul diferitelor elemente chimice şi compuşi erau diferite şi deci fiecare planetă, în funcţie de distanţa ei de la soare, a evoluat pe o cale proprie.

Planetele care se formau în zona centrală a norului protoplanetar, între care şi Pământul, încorporau mai ales elemente şi compuşi cu punctul de fuzionare ridicat (S, Si, Mg, Fe şi alte elemente mai grele) în timp ce elementele uşoare, gazoase (H, He, gazele nobile) în mare măsură se îndepărtau spre periferia norului. Compuşi în a căror alcătuire intra C, N, O, H, respectiv CH_4, NH_3 şi mai ales H_2O erau reţinuţi în măsura în care se combinau cu elementele din prima grupă. Astfel apa era reţinută prin hidratarea compuşilor.

În această etapă se formează şi planeta Terra, care prin încălzire gravitaţională capătă o structură diferenţiată într-un nucleu central, urmat de o manta şi apoi de formarea treptată a scoarţei.

Pentru viitoarea evoluţie a materiei pe Terra, deosebit de importante sînt două procese — formarea atmosferei şi a oceanelor.

Se admite că atmosfera planetei s-a format iniţial prin degazeificarea magmei în procesul de răcire şi cristalizare. Formarea bazaltelor şi a granitelor care le acoperă şi care se află la baza scoarţei, era însoţită de masive emanări de gaze ca şi erupţiile vulcanice foarte frecvente. Odată cu formarea acestei atmosfere şi a scoarţei — Terra intră în faza evoluţiei geologice.

Se admite că alcătuirea acestei atmosfere trebuia să fie foarte asemănătoare cu aceea a gazelor vulcanice actuale, care iau naştere în acelaşi proces de degazeificare. În componenţa acestor gaze vaporii de apă reprezintă compusul principal, ajungînd la 90%, iar restul de 10% are următoarea compoziţie aproximativă (în % din volum).

CO_2	66,7
CO	2,0
CH_4	0,17
H_2	9,3%
SO_2	7,8%
H_2S	3,8
HCl	7,5
HF	0,9
N_2	1,8

Această compoziţie nu a persistat multă vreme. Ea a evoluat în sensul că unii componenţi, mai ales gazele acide (SO_2, HCl, HF, H_2S) au ieşit treptat din atmosferă, combinîndu-se cu diferiţi compuşi minerali din scoarţa primitivă, iar în atmosferă, pe lîngă vaporii de apă se acumulau restul gazelor, CO_2, puţin CO, CH_4, N_2 şi NH_3 care lua naştere în urma descărcărilor electrice din atmosferă.

Apele oceanului planetar au luat naştere după formarea scoarţei şi scăderea temperaturii sub 100 °C. Apa acestor oceane, la început în cantitate relativ mică, avea o compoziţie foarte diferită de cea actuală, avînd dizolvate în ea o serie de compuşi acizi — ca acizii clorhidric, boric, carbonic, ca şi unele gaze ca — H_2S, SO_2 etc.

De subliniat o caracteristică esenţială a atmosferei şi hidrosferei acestei etape : lipsa oxigenului liber. Atît atmosfera cît şi apa aveau caracter reducător şi nu oxidant cum îl au astăzi. Apa oceanelor avea, totodată un caracter acid.

Mai multe argumente vin în sprijinul ipotezei că atmosfera primitivă avea caracter reducător.

Un prim argument constă în faptul că, în rocile sedimentare depuse în perioada prebiologică, există minerale incomplet oxidate — compuşi reduşi ai fierului, oxizi de uraniu (UO_2) care nu sînt stabili în prezenţa oxigenului liber.

Un alt argument : sursa principală de energie care a determinat sinteza substanţelor organice prebiologice erau radiaţiile ultraviolete dure, letale, care astăzi sînt oprite de stratul de ozon. Ele împiedicau apariţia vieţii dar ofereau energia necesară proceselor chimice prebiologice.

Un al treilea argument îl reprezintă faptul că experienţele lui S. Miller şi ale altor cercetători privind sinteze abiogene experimentale ale substanţelor organice nu dau rezultate în prezenţa oxigenului.

Un al patrulea argument rezultă din analiza ipotezei după care, în atmosfera primitivă s-ar fi acumulat oxigen liber în urma fotolizei vaporilor de apă sub acţiunea radiaţiilor UV. Cercetările arată că pe această cale se poate forma o cantitate foarte limitată de oxigen liber : vaporii de apă la altitudinea de circa 10 km îngheaţă şi nu se pot ridica mai sus, în timp ce oxigenul eliberat prin fotoliză se ridică mai sus, absoarbe UV scurte, tocmai acelea care efectuează fotoliza apei. Se produce o conexiune inversă negativă : apa dă naştere oxigenului liber sub influenţa UV, oxigenul ecranează radiaţiile şi împiedică descompunerea ulterioară a apei. Calculele arată că pe această cale se putea forma doar 1/1 000 din cantitatea actuală a oxigenului din atmosferă.

Din acea perioadă a început desfăşurarea circuitului geochimic al materiei, care în condiţiile chimismului menţionat, avea trăsături particulare şi deci şi o evoluţie caracteristică.

Circulaţia materiei atît ca proces de deplasare în spaţiu cît şi ca evoluţie chimică (ambele procese fiind interpătrunse), presupune utilizarea energiei. Sursele de energie din acea perioadă primitivă a Pămîntului sînt indicate în tabelul nr. 16 (după Kamshilov 1976 şi Dickerson, 1978).

Tabelul nr. 16 cuprinde formele de energie capabile să determine sinteze pe cale naturală, a diferiţi compuşi chimici. În desfăşurarea circuitului geochimic intervin şi alte forme de energie, care determină deplasarea în spaţiu a materialelor.

Astfel, energia geo-tectonică care determină procesele de orogeneză (ridicarea munţilor) şi în general mişcările scoarţei Pămîntului ; energia gravitaţională, care determină deplasări ale substanţelor solide, lichide, gazoase.

Tabelul nr. 16 necesită şi alte comentarii. Radiaţia solară (fără ultraviolete), pe lîngă faptul că poate influenţa o serie de procese chimice, este mai ales o radiaţie termică. Deoarece apa şi uscatul au capacităţi termice foarte diferite, încălzirea lor de către razele solare se produce diferit ca

TABEL 16

Surse de energie pentru sinteze chimice

Surse	Energia : cal/cmp/an
Radiația solară totală	260 000
Radiația ultravioletă	
3 000—2 500 A°	2 800
2 500—2 000 A°	570
2 000—1 500 A°	85
<1 500 A°	3,5
Descărcări electrice	4
Razele cosmice	0,0015
Radioactivitatea (pînă la adîncimea de 1 km)	0,8
Căldura vulcanilor	0,13

și a maselor atmosferice (incluzînd vapori de apă) de deasupra lor. Diferențele de temperatură a aerului creează diferențe de presiune și de aici deplasări ale maselor de aer (vîntul). Deplasarea norilor spre zone cu temperatura mai scăzută determină condensarea apei și căderea precipitațiilor. Pe lîngă aceasta, vîntul reprezintă o energie mecanică putînd determina importante fenomene de transport, eroziune, sedimentare, deci participînd activ la circuitul substanțelor.

Descărcările electrice din atmosferă, deși au o valoare energetică globală relativ mică în condițiile actuale ale Pămîntului, aveau un rol important în sinteze chimice naturale datorită faptului că, deși o descărcare (fulger) este de scurtă durată, ea furnizează o mare cantitate de energie datorită căreia în atmosferă se sintetiza NH_3. Producîndu-se în apropierea suprafeței oceanelor — înlesnea antrenarea lui prin precipitații și dizolvare în apă. Pe lîngă aceasta, se poate presupune că în condițiile Pămîntului primitiv descărcările electrice erau mult mai frecvente decît astazi, deci și efectele lor chimice erau mai semnificative.

Spectrul ultraviolet necesită și el unele explicații. În condițiile actuale ale atmosferei, ultravioletele cu lungimea de undă sub 2 900 A° (practic toată gama UV din tabel), deci cele mai eficiente în determinarea reacțiilor chimice, nu ajung la suprafața Pămîntului. fiind oprite de stratul de ozon din zona superioară a atmosferei, format pe seama oxigenului.

Lipsa oxigenului din atmosfera primitivă (deci lipsa stratului de ozon) permitea pătrunderea radiațiilor UV cu undă scurtă, cu importante efecte asupra evoluției chimice a substanțelor dizolvate în apă. Pe lîngă aceasta, în lipsa oxigenului liber, procesele de dezagregare chimică a rocilor de pe continente se desfășurau cu totul altfel decît astăzi, cînd procesele de oxidare au rol esențial.

Condensarea apei din atmosferă, în prezența surselor de energie amintite mai înainte, a dus la dezvoltarea circuitului hidrologic, esențial în evoluția geochimică.

Datele actuale ne dau o idee despre amploarea circuitului hidrologic. Anual de pe suprafața planetei se evaporă circa 500 000 km^3 de apă : 430 000 de pe suprafața oceanelor și 70 000 de pe continente. Aceeași cantitate globală cade pe suprafața planetei sub formă de precipitații, dar distribuită altfel : 390 000 km^3 cad pe suprafața oceanelor și 110 000 km^3 pe suprafața uscatului. Prin urmare, oceanul planetar pierde prin evaporare anual 430 000 km^3 apă și primește prin precipitații 390 000 km^3. Diferența

de 40 000 km^3 reprezintă cantitatea de apă dulce transferată anual deasupra uscatului și ea este restituită oceanului prin cursuri de apă de suprafață (rețea hidrografică) sau subterane (Ambroggi, 1977).

Această mare cantitate de apă, în mișcarea ei, determinată în primul rînd de forța gravitației și în interacțiune cu alți factori (de ex. temperatura) efectuează un continuu și considerabil travaliu mecanic, fizic, chimic. În epoca îndepărtată, prebiologică, de care ne ocupăm, uscatul era dezgolit, lipsit de învelișul vegetal, lipsit de sol. De aici capacitatea de reținere a apei de către stratul superior al litosferei era mult mai mică decît în prezent, era deci mai scăzută și evaporarea, dar mult mai sporită era scurgerea. Desigur, aceste particularități influențau și cantitatea de precipitații deasupra continentelor.

Rocile cu care apa intra în interacțiune erau mai ales eruptive. Dar curînd, ca rezultat al transportului de către apă, au apărut și rocile sedimentare [1].

Apa se îmbogățește în diferiți ioni pe de o parte prin dezagregarea rocilor eruptive, metamorfice și detritice, iar pe de altă parte prin dizolvarea sărurilor din rocile sedimentare ajunse pe uscat prin mișcări tectonice.

Primul proces se desfășoară foarte încet dar este continuu. Rocile eruptive chiar cele mai rezistente (granite, gneisuri, bazalte) sub acțiunea apei (înghețînd în fisuri se dilată și duce treptat la fărîmițarea rocilor), a variațiilor de temperatură, a acțiunii gazelor din atmosferă și a forței eoliene, treptat se fărîmițează, crește suprafața de contact cu mediul. Rezultatul este că o parte de substanțe provenite mai ales din descompunerea feldspaților trec în apă sub formă de ioni (HCO_3^-, Ca^{++}, Mg^{++}, K^+), ca și unele săruri ale acidului silicic). Tot din rocile cristaline apar ioni cloruranți ca, de pildă, cei din clorapatită ($Ca_5(PO_4)_3Cl$) pe care o menționăm pentru că reprezintă o sursă de fosfor.

Tot ca rezultat al dezagregării rocilor eruptive apare argila, nisipul — care sînt transportate de apele de scurgere.

Al doilea proces, cel de dizolvare a substanțelor din rocile sedimentare merge mult mai repede și este efectuat atît de apele de suprafață cît și de către cele subterane.

Solubilitatea diferitelor elemente și a compușilor lor — fie din rocile eruptive, fie din cele sedimentare, este diferită. Trecerea lor în apă va fi deci selectivă, predominînd cele mai mobile (mai ușor solubile) : Cl, Br, I, S, C, Na, Mg, Ca, K și în cantități mai mici cele puțin mobile, : SiO_2, P, Mn, Fe, Al.

La aceste elemente trebuie adăugate numeroase microelemente care puteau juca importantul rol de catalizatori ai diferitelor reacții chimice (Cu, As, Zn).

Aceste substanțe (elemente și compuși ai lor), împreună cu suspensii (argila, nisipul), erau mereu transportate în apa oceanului primitiv.

Mișcările tectonice ridicau din mare rocile sedimentare (ca de altfel și eruptive) care din nou erau supuse acțiunii apei. În felul acesta, în cicluri repetate, substanțele erau depuse, remaniate, redizolvate, transportate în apa oceanului. Salinitatea oceanului primitiv s-a transformat treptat dar continuu : aciditatea ei inițială a fost treptat neutralizată de apele cu predominanță alcaline ale rețelei hidrografice continentale.

[1] Cele mai vechi roci sedimentare cunoscute, sînt cele de la Fig Tree (3,2 miliarde ani) și Onverwacht (3,4 miliarde ani), din Africa de Sud. Ambele formațiuni conțin microfosile, deci aparțin perioadei biogene.

Deşi transportul substanţelor dizolvate din epoca actuală este diferit de cel din etapa prebiologică, cantităţile de substanţe transportate anual de apele curgătoare actuale (tabelul nr. 17, Alekin, 1946) ne dau o ideie despre amploarea acestui proces.

TABEL 17

Cantitatea de ioni transportată anual de apele curgătoare în Oceanul Planetar

Ioni	Cantitatea în 10^6 t/an
CO_3	961
Ca	558
SO_4	332
Na	258
Cl	155
Mg	93
K	58
NO_2	25
Total	$234 \cdot 10^9$ tone

Este posibil ca în etapa prebiologică cantităţile de substanţe transportate să fi fost mai mari decît în prezent dacă ţinem seama de faptul că rocile erau lipsite de protecţia învelişului vegetal şi scurgerile erau mai intense.

Acest aport anual selectiv, determina o anumită evoluţie a salinităţii apelor oceanice. Dar nu numai atîta. În condiţiile lipsei de oxigen din atmosfera primitivă şi din apă, sub influenţa unor surse puternice de energie ca descărcări electrice şi radiaţia UV, pornind de la substanţele simple aflate în atmosferă (CH_4, NH_3, H_2O) a apărut o nouă clasă de compuşi — substanţele organice — aldehide, hidraţi de carbon, aminoacizi etc. De subliniat că în prezenţa oxigenului acest proces nu este posibil, după cum au dovedit-o numeroase sinteze de acest gen, efectuate în condiţii de laborator şi al căror început a fost făcut de S. Miller (1953). Apariţia substanţelor organice ca rezultat al evoluţiei chimice în condiţiile circuitului hidrologic din etapa abiogenă a deschis o nouă cale de evoluţie a materiei, cale care a culminat prin apariţia vieţii — deci a unei noi forme de organizare şi de mişcare a materiei.

2. **Etapa biogenă.** Apariţia vieţii pe Pămînt nu a fost un fenomen nici local şi nici întîmplător. După cum rezultă din analiza etapei abiogene, apariţia vieţii a reprezentat rezultatul circulaţiei şi evoluţiei geochimice a materiei de pe întreaga planetă şi deci a fost un proces pe scară globală. Dar, odată apărută acum aproximativ 3,5 miliarde ani, viaţa a determinat schimbări esenţiale, calitative, în desfăşurarea circuitului şi a evoluţiei materiei.

Apariţia unui fenomen nou înseamnă totodată apariţia şi intrarea în funcţie a unor noi procese şi legi specifice acestui fenomen.

Apariţia vieţii a însemnat şi apariţia unor procese şi legi specifice biologice, iar dintre acestea, procesul cel mai semnificativ pentru desfăşurarea circuitului materiei, evident, este metabolismul — în sensul cel mai larg, ca schimb de substanţe şi energie dintre organisme şi mediul înconjurător. El implică consumul şi asimilarea substanţelor din mediu (anabolism) însoţite de degradarea propriilor substanţe, cu eliberarea de energie (catabolism) şi apoi eliminarea în mediu a cataboliţilor.

Apariţia metabolismului a marcat începutul circuitului biogeochimic al materiei, care nu a stopat sau eliminat pe cel geochimic.

Circuitul biologic al materiei se dezvoltă pe baza marelui circuit geochimic, se grefează pe acesta şi se intricâ cu el, imprimînd circuitului noi trăsături.

În faza geochimică a circuitului energia solară incidentă era utilizată în cea mai mare parte în dizlocarea şi deplasarea substanţelor. De pildă, în prezent, din totalul energiei solare primite de Pămînt (circa $5 \cdot 10^{20}$ kcal/an), aproximativ jumătate este cheltuită pentru evaporarea apei, care pune de fapt în mişcare marele circuit hidrologic (Kamşilov, 1976).

Apariţia vegetalelor (în general a vieţuitoarelor) marchează un moment nou — stocarea de energie solară — sub formă de materie organică a organismelor vii precum şi în zăcămintele de combustibil organic, format pe seama organismelor moarte. Deşi învelişul vegetal în medie pe glob, fixează doar cam 0,1% din energia solară incidentă, cantitatea globală de substanţă organică, implicînd numeroase elemente chimice, este apreciabilă (sute de miliarde de tone anual).

Deci, deşi energia solară incidentă a rămas aceeaşi ca în faza abiogenă, eficienţa utilizării ei a crescut considerabil odată cu apariţia vieţii.

Metabolismul este un proces selectiv : organismele consumă din mediu anumite substanţe, în anumite proporţii specifice diferitelor vieţuitoare şi diferite de proporţiile elementelor din mediul înconjurător. Aceasta a determinat schimbări importante în vitezele relative de circulaţie a diferitelor elemente şi compuşi, a determinat evoluţia caracteristică a întregului circuit planetar al materiei, implicit şi evoluţia vieţii.

După cum am văzut viaţa a apărut într-un mediu reducător, lipsit de oxigen liber, cu radiaţii ultraviolete puternice care, în lipsa ecranului de ozon, pătrundeau pînă la suprafaţa Pămîntului.

Deci, primele organisme trebuiau să fie heterotrofe (heterotrofia primară), în sensul că ele se hrăneau cu substanţele organice apărute pe cale abiogenă (pe calea evoluţiei chimice), dizolvate în apă şi supravieţuiau iradierii cu ultraviolete, fie în adîncul apelor marine sau dulci, fie sub protecţia particulelor detritice de la suprafaţa rocilor.

Această etapă în existenţa vieţii se caracterizează prin faptul că nu existau procesele de descompunere biologică (nu existau bacterii descompunătoare). Consecinţa acestui fapt era caracterul liniar al transferului biologic al materiei, spre deosebire de cel ciclic actual. Organismele heterotrofe primare consumau materia organică formată doar pe cale chimică iar deşeurile se acumulau din lipsa descompunătorilor. Acest proces nu putea dura prea mult deoarece creşterea cantităţii de organisme (a biomasei) era mai rapidă decît a substanţelor organice a căror cantitate fiind limitată, s-ar fi putut ajunge la epuizarea lor şi deci la stingerea vieţii abia apărute.

Ieşirea din acest impas a reprezentat-o apariţia organismelor capabile de fotosinteză, fenomen care s-a produs cam acum 3,35 miliarde ani. Acumularea oxigenului liber (rezultat al fotosintezei) în apă şi în aer a început însă abia după încă un miliard de ani (Cloud, 1974).

Înainte de a examina consecinţele profunde ale acestui proces trebuie reamintită o lege biologică de mare generalitate : acumularea cataboliţilor în mediul în care trăiesc organismele ce le produc este incompatibilă cu existenţa fiinţelor respective pentru care cataboliţii proprii sînt toxici.

Oxigenul eliberat prin fotosinteză este un catabolit şi el toxic pentru organismele evoluate în condiţiile unui mediu reducător, după cum este toxic şi astăzi pentru organismele anaerobe.

În asemenea condiţii au apărut diferite adaptări menite să apere organismele de efectele toxice ale oxigenului liber — ca de pildă, sinteza sau utilizarea de către organisme a unor substanţe capabile să se combine cu oxigenul liber sau apariţia membranelor intracelulare (odată cu apariţia eucariotelor — datată acum aproximativ 2 miliarde ani) care protejează celula împotriva diferiţilor cataboliţi, inclusiv a oxigenului liber.

Una din consecinţele cele mai importante ale apariţiei organismelor fotosintetizante a constat în faptul că produşii catabolismului unor organisme au devenit o sursă de hrană şi energie pentru altele — deci procesul liniar al transferului unor substanţe, cu acumulare de deşeuri a devenit ciclic. Este vorba de faptul că dioxidul de carbon, unul din principalele deşeuri ale activităţii tuturor organismelor — a devenit o sursă de hrană pentru cele fotosintetizante, iar oxigenul produs de acestea a început treptat să fie utilizat în procesul respiraţiei.

Dacă apariţia fotosintezei a reprezentat o cotitură în utilizarea resurselor nutritive şi energetice, apariţia respiraţiei a reprezentat o cotitură în evoluţia eficienţei energetice a metabolismului, ştiut fiind că în procesul fermentaţiei (la organisme anaerobe), eficienţa energetică este mult mai mică, produsele finale ale catabolismului fiind substanţe organice care mai conţin o însemnată cantitate de energie rămasă nefolosită de organism.

Apare evident că atît apariţia fotosintezei cît şi a respiraţiei a adus schimbări radicale în circuitul biogeochimic al multor elemente chimice şi în primul rînd în cel al carbonului şi oxigenului.

Deoarece viaţa a apărut şi a parcurs primele faze ale evoluţiei în mediul acvatic, oxigenul liber s-a acumulat treptat în acest mediu şi, de aici, tot treptat s-a degajat în atmosferă. Caracterul treptat al acestei acumulări este foarte important deoarece a permis adaptarea treptată a organismelor la utilizarea oxigenului şi el se datorează faptului că o bună parte a oxigenului ce se elibera în fotosinteză era consumată în procese de oxidare a numeroşi compuşi minerali reduşi, modificînd astfel profund circuitul lor — devenit din geochimic, biogeochimic.

Treptat în atmosferă se formează ecranul de ozon care absoarbe radiaţiile ultraviolete cele mai dure. Protejată împotriva acţiunii destructive a acestor radiaţii, viaţa a căpătat un nou impuls, putîndu-se extinde în păturile superficiale ale hidrosferei unde cantitatea de energie solară utilizabilă în fotosinteză este mai mare. Se produce o rapidă diversificare a formelor vieţii, a cantităţii de substanţă şi totodată intensificarea influenţei ei asupra condiţiilor mediului, asupra circuitului materiei — de pildă, consumarea dioxidului de carbon din apă, în procesul fotosintezei a determinat creşterea *p*H-ului apelor, transformarea bicarbonaţilor în carbonaţi greu solubili cu formare de uriaşe zăcăminte de carbonaţi de Ca, Mg, cu antrenarea şi de alte elemente influenţînd profund căile lor de circulaţie.

O primă concluzie importantă se impune din cele relatate : diversificarea formelor vieţii şi creşterea treptată a biomasei globale determină schimbări complexe ale condiţiilor mediului care, la rîndul lor, deschid noi căi de adaptare şi evoluţie. Se creează astfel o conexiune inversă pozitivă în care unele forme ale vieţii dispar şi sînt mereu înlocuite prin altele tot mai evoluate, mai complexe.

Apariţia şi evoluţia vieţii a însemnat dezvoltarea proceselor antientropice : creşterea cantităţii vieţii, a numărului formelor diversificate şi adaptate la cele mai variate condiţii, înseamnă creşterea gradului de organizare a sitemelor biologice de toate nivelele (individual, populaţional,

biocenotic), creşterea ordinii impuse de viaţă, perfecţionarea mecanismelor de autocontrol al sistemelor biologice. Însăşi mediul abiotic este profund transformat prin activitatea vieţuitoarelor, încît se poate spune fără rezerve că reprezintă unul din rezultatele activităţii organismelor. În adevăr — compoziţia atmosferei este un rezultat al activităţii mai ales a organismelor fotosintetizante care au determinat sporirea proporţiei de oxigen şi scăderea celei de CO_2. Chimismul hidrosferei, de asemenea, este urmarea metabolismului vieţuitoarelor acvatice.

În decursul evoluţiei vieţii, desigur apariţia fiecărui nou grup punea o amprentă specifică asupra mediului, asupra circuitelor biogeochimice. Fără a putea face o asemenea analiză, vom releva doar unele momente esenţiale ale acestui proces, care au reprezentat schimbări calitative în dezvoltarea întregii ecosfere.

Un prim moment care trebuie marcat este apariţia formelor pluricelulare — metafite şi metazoare — din cele monocelulare, trecînd prin faza de monocelulare coloniale. Acest eveniment s-a produs cam acum 1,2—1,5 miliarde ani şi importanţa lui este considerabilă : creşterea complexităţii şi gradului de organizare a vieţii, a eficienţei metabolismului prin specializarea celulelor, a ţesuturilor, organelor, în îndeplinirea diferitelor funcţii. Circuitul biogeochimic asigurat pînă atunci doar de organisme monocelulare, devine mai rapid, cuprinde tot mai numeroase şi noi elemente chimice. Se deschide o nouă şi nelimitată cale a evoluţiei vieţii, de diferenţiere, perfecţionare şi extindere a plantelor şi animalelor în cele mai diferite medii de viaţă.

Momentul următor de importanţă majoră îl reprezintă apariţia plantelor terestre, deci cucerirea uscatului de către plante, fenomen ce are loc în Silurian, acum aproximativ 400 milioane ani. Dată fiind diversitatea mare a condiţiilor de pe uscat faţă de uniformitatea mai mare a lor din apă — evenimentul a determinat o rapidă diversificare şi evoluţie a plantelor. Extinderea vegetaţiei terestre a dus la schimbări importante în circuitele biogeochimice : îmbogăţirea atmosferei în oxigen, antrenarea în circuit a numeroşi compuşi ai litosferei şi, poate mai ales, formarea solului — un nou mediu de viaţă, cu bogate resurse nutritive (detritus, substanţe organice, microorganisme etc.).

Bogatele resurse nutritive reprezentate de plantele terestre şi de sol au făcut posibilă apariţia şi evoluţia faunei terestre, care apare şi ea în Silurian prin unele grupe de nevertebrate (artropode) iar în perioada următoare — Devonian, acum circa 300—400 milioane ani — prin apariţia primelor vertebrate terestre — amfibii — descendente ale peştilor crossopterigieni.

Trebuie marcat momentul apariţiei gimnospermelor (Triasic — acum circa 200 milioane ani) şi mai ales al angiospermelor (Jurasic — acum circa 150 milioane ani) care au permis o mare înflorire a grupului insectelor şi altor artropode.

Aici trebuie făcută o remarcă importantă.

Fiecare grup mare de vieţuitoare — rezultat al evoluţiei circuitelor biogeochimice ale ecosferei, a exercitat la rîndul său o nouă influenţă specifică asupra acestui circuit, asupra acestei evoluţii. Grupele inferioare de mono- şi pluricelulare — grupele mari de plante şi nevertebrate, prin numărul mare de organisme relativ mici, cu o mare suprafaţă de contact cu mediul — au exercitat o importantă influenţă asupra circuitului materiei prin metabolismul lor activ, antrenînd cantităţi tot mai mari de sub-

stanță, tot mai numeroase elemente chimice, determinînd formare de uriașe zăcăminte de roci sedimentare (ex. calcare, diatomite, cărbuni, petrol etc.) — și deci ieșire din circuit (pentru perioade de timp mai mult sau mai puțin îndelungate) a unor însemnate cantități de materie.

Apariția vertebratelor terestre a marcat o cotitură în acest proces al evoluției. Creșterea dimensiunilor lor pe măsura evoluției grupelor, ritmul tot mai scăzut al înmulțirii, numărul lor relativ mic (față de nevertebrate și față de plante) a dus la scăderea influenței lor asupra circuitului materiei. Dar, totodată ele marchează o nouă etapă în evoluția formelor de organizare ale vieții și mai ales a formelor de energie. Complexitatea activității lor, diferite forme evoluate de îngrijire și educare a descendenților, organizarea vieții de grup (turme, stoluri, cîrduri, familii etc.) a pregătit și a dus la apariția omului, fenomen care marchează cea de a treia etapă în evoluția circulației materiei — etapa antropogenă.

3. **Etapa antropogenă.** Apariția și dezvoltarea societății umane, creșterea numerică a oamenilor, progresele științei și tehnicii menite să satisfacă necesitățile materiale și spirituale ale omenirii, au determinat importante schimbări în transferul de materie și energie pe Pămînt.

Omul a devenit un factor de prim ordin în desfășurarea acestor procese nu prin masa sa organică (deși nici aceasta nu este deloc neglijabilă) ci prin intensitatea și diversitatea activităților sale care nu se limitează la un ecosistem sau la o categorie de ecosisteme, ci practic cuprinde toate ecosistemele majore ale globului.

Fără a putea să analizăm mai în detaliu efectele activității umane (vezi pentru această problemă capit. Deteriorarea și protecția mediului) vom sublinia schematic pe cele mai importante.

Energetica ecosferei este influențată sub mai multe aspecte. Omul utilizează (introduce în fluxul ecosferei) energia solară stocată în combustibil fosil (cărbune, petrol, gazele naturale) în cadrul circuitelor biogeochimice din perioadele geologice trecute. Restituirea acestei energii se face într-un ritm extraordinar de rapid față de cel în care ea a fost stocată, ceea ce determină o mare intensitate a fluxului de energie cu importante și complexe consecințe — între care influența asupra temperaturii (climei), modificarea circuitului carbonului, influență asupra circuitului oxigenului etc. Stocul natural de combustibil fosil nu este recuperabil, și riscă să se epuizeze destul de repede în ritmul actual de folosire. Criza energetică cu grave repercusiuni economice, sociale, este una din consecințele acestui proces.

Utilizarea energiei solare stocate în țesuturile (mai ales lemn) plantelor actuale, prin arderi casnice, industriale sau în alte feluri, are de asemenea, consecințe complexe : între altele contribuie la extinderea despăduririlor — deci la scăderea capacității de fixare a energiei solare de către învelișul vegetal al planetei, expunerea solului dezgolit la procese oxidative mult mai intense, care duc la eliberarea unor mari cantități de CO_2, influențînd concentrația lui din atmosferă și prin aceasta clima planetei (vezi circuitul biogeochimic al carbonului).

Utilizarea energiei solare captate cu ajutorul diferitelor sisteme tehnice (elemente solare, oglinzi etc.) capătă o dezvoltare tot mai mare în ultima vreme, ca urmare a crizei de energie. Deși în momentul de față contribuția acestui procedeu la fluxul energetic al ecosferei este neglijabilă, ea ar putea să crească sporind semnificativ eficiența energetică a ecosferei.

Utilizarea altor forme de energie decît cea solară devine şi ea tot mai semnificativă, intensificînd fluxul de energie şi sporindu-i viteza. Aici trebuie amintită, în primul rînd, energia căderilor de apă, apoi energia eoliană, energia valurilor, energia geotermică.

În sfîrşit, trebuie subliniat rolul crescînd al energiei atomice a cărei acţiune, în condiţii naturale este practic neglijabilă şi pe care omul reuşeşte s-o elibereze (s-o obţină) în cantităţi tot mai mari cu consecinţe complexe încă greu previzibile.

Punerea în valoare a tuturor acestor surse de energie reprezintă în sine, un fenomen nou, caracteristic fazei antropogene. Esenţial însă este faptul că aceste cantităţi imense de energie sînt cele ce pun în mişcare materiale, substanţe, elemente chimice, cu viteze şi amplori necunoscute înainte de apariţia omului, schimbînd profund întregul proces al circuitului materiei.

În primul rînd, activitatea umană modifică în mod semnificativ circuitul natural al multor elemente şi produse.

Astfel, schimbarea structurii multor ecosisteme şi chiar biomi întregi şi în primul rînd a structurii lor trofice — prin extinderea agrosistemelor, a păşunatului, prin despăduriri, pescuit, vînătoare, poluare, barări ale apelor curgătoare — aduce schimbări importante ale căilor şi vitezei de circulaţie a tuturor elementelor biogene, ca şi a multor altora.

Administrarea pe plan global al unor imense cantităţi de îngrăşăminte şi pesticide — schimbă circuitul unor elemente importante ca N, P, K, C, nu numai direct, prin concentrări masive şi locale ale acestor elemente, dar şi prin faptul că influenţează activitatea descompunătorilor împiedicînd în general reciclarea normală a acestor elemente.

Pe lîngă acestea, circuitul C, N, S, sînt tot mai puternic influenţate prin arderi industriale.

Circuitul normal al elementelor biogene este puternic perturbat şi prin faptul că produsele alimentare obţinute într-o zonă (cereale, fructe, peşte, carne) sînt transportate şi apoi consumate adesea în cu totul alte zone, astfel încît elementele nu se pot întoarce acolo de unde au fost sustrase. Practic ele sînt răspîndite şi dispersate în toate regiunile globului. Un singur exemplu ne poate da o ideie despre cantităţile de elemente implicate în acest proces. Astfel, la o recoltă mondială de cereale de circa un miliard de tone compuşii fosforului reprezintă cam 10 00 000 tone, ai azotului 40 000 000 tone, ai potasiului 30 000 000 tone iar ai carbonului 900 000 000 tone (restul de 20 000 000 t este reprezentat prin alte elemente ca O_2, S, Cl etc.).

În al doilea rînd, omul, mai ales prin activitatea sa industrială, introduce în circuit numeroase elemente care, în fazele precedente aveau un rol practic neglijabil — ca numeroase metale — printre care mai ales Fe, Al, Cu, Zn, Pb, Hg, Na etc. Acelaşi lucru în privinţa multor compuşi produşi ai diferitelor industrii. Unele din aceste elemente (U, Hg, Pb, Cd, etc.), ca şi numeroşi produşi chimici — sînt dăunători şi periculoşi atît pentru om cît şi pentru toate animalele şi plante.

O caracteristică importantă a influenţei activităţii umane asupra transferului substanţelor este tendinţa de liniarizare a acestui proces. În timp ce în ecosistemele naturale, unde există în mod corelat cele trei grupe funcţionale principale – producători, consumatori şi descompunători —, produsele, inclusiv deşeurile unui grup reprezintă resurse pentru alt grup,

determinînd o permanentă reciclare (deşi adesea imperfectă) a elementelor, activitatea omului, atît în domeniul producţiei agricole cît mai ales a celei industriale, duce la acumularea deşeurilor în cantităţi îngrijorătoare. Reciclarea majorităţii acestor deşeuri nu se produce şi adesea nu se poate produce pe cale naturală din lipsa descompunătorilor potriviţi sau a condiţiilor potrivite pentru descompunătorii existenţi. Reciclarea este posibilă prin diferite tehnologii care, pînă în prezent, sînt prea costisitoare. Din punctul de vedere al circulaţiei materiei, acumularea de deşeuri înseamnă ieşirea din circuit pentru perioade relativ îndelungate, a unor mari cantităţi de elemente, iar aceasta implică intensificarea altor activităţi umane, menite să compenseze aceste ieşiri.

CICLURI BIOGEOCHIMICE GLOBALE

După cum s-a arătat şi în capitolele anterioare, spre deosebire de caracterul unidirecţional al fluxului de energie prin ecosisteme, elementele chimice antrenate în procesele metabolice au o mişcare ciclică, fiind mereu reutilizate, trecînd mereu din materia anorganică (mediul abiotic) în materie vie şi invers.

În circuitul fiecărui element putem deosebi două compartimente (componente) sau două categorii de componente : unul sau mai multe *rezervoare,* de obicei de natură nebiologică, situate în atmosferă, hidrosferă sau litosferă şi un compartiment de *ciclare* — cel biologic — care determină în mod activ procesul de reciclare a elementului dat.

Dată fiind specificitatea însuşirilor chimice ale fiecărui element, precum şi specificitatea metabolică a populaţiilor ce alcătuiesc biocenozele, fiecare element are un circuit caracteristic.

Se pot distinge două mari categorii de circuite biogeochimice globale : *circuite gazoase,* în care rezervorul principal al elementelor este atmosfera (ex. C, N, O) şi *circuite sedimentare,* în care rezervorul principal al elementelor îl reprezintă litosfera.

Ciclurile gazoase se mai numesc şi *cicluri închise* sau *perfecte,* deoarece ieşirile din rezervor sînt aproximativ echilibrate prin intrări în timp ce pierderile din ciclurile sedimentare nu sînt echilibrate şi de aceea ele se mai numesc deschise sau imperfecte.

Din numeroase elemente implicate în circuite biogeochimice vom analiza în continuare ciclurile carbonului, azotului, fosforului, sulfului şi calciului.

CIRCUITUL BIOGEOCHIMIC AL CARBONULUI

Rolul biologic al carbonului, ca şi rolul lui în ecologia globală a ecosferei este de prim rang.

Structura atomului de C este de aşa natură încît permite îndeplinirea a două funcţii esenţiale : în primul rînd această structură face posibilă legarea atomilor de C între ei, prin legături simple sau duble, putînd forma lanţuri sau cicluri de atomi care constituie „scheletul" tuturor moleculelor şi macromoleculelor organice. În al doilea rînd, această structură îi permite să reacţioneze cu alte elemente atît prin cedare de elec-

troni (forma oxidată, de pildă, prin unirea cu 0, care tinde să capteze electroni, sau cu N), cît şi prin acceptare de electroni (forma redusă, de pildă, prin unirea cu H, care pierde mai uşor electronul său), ceea ce conferă carbonului un esenţial rol energetic. De pildă, unirea carbonului atomic cu H atomic duce la eliberarea a 99 kcal, energia care devine disponibilă pentru diferite necesităţi ale organismelor. Din acelaşi motiv compuşii carbonului (combustibili fosili) reprezintă pînă în prezent, principala sursă de energie pentru nevoile omenirii.

Rolul ecologic global al carbonului nu este mai puţin important. Carbonul din atmosferă sub formă de CO_2, reprezintă un ecran care opreşte radiaţiile termice, infraroşii, emise de suprafaţa Pămîntului, determinînd aşa numitul „efect de seră" al cărui intensitate depinde de concentraţia CO_2 din atmosferă. Pe această cale, CO_2 influenţează condiţiile climaterice globale (vezi paragraful clima).

În hidrosferă, CO_2 dizolvat formează acidul carbonic, care combinat cu Ca dă carbonat şi bicarbonat. Transformarea reversibilă $CaCO_3 \rightleftarrows Ca(HCO_3)_2$ devine mecanismul principal de tamponare a variaţiilor *p*H-ului din mediul acvatic.

În ciclul biogeochimic al C există cîteva rezervoare. Atmosfera conţine circa $700 \cdot 10^9$ t carbon, sub formă de CO_2 care se află în permanent schimb cu biosfera şi cu hidrosfera. Biosfera conţine aproximativ $800 \cdot 10^9$ t, deci ceva mai mult decît atmosfera. Humusul şi turba reprezintă un uriaş rezervor de carbon, conţinînd între $1\,000 \cdot 10^9$ t şi $3\,000 \cdot 10^9$ t. Apa oceanelor conţine şi mai mari cantităţi de carbon. Sub formă de carbonaţi în sistemul carbonaţi$\rightleftarrows$bicarbonaţi, cantitatea de carbon se ridică la $40\,000 \cdot 10^9$ t, iar sub formă de substanţă organică dizolvată $3\,000 \cdot 10^9$ t.

Deşi rezervele de combustibil fosil nu se cunosc cu exactitate, conţinutul lor în C se estimează în prezent la $10 \cdot 10^{12}$ t. Cel mai mare rezervor de C îl reprezintă sedimentele de carbonaţi (calcare, dolomite) al căror conţinut în carbon este estimat la $20 \cdot 10^{15}$ t [1].

În figura 68 este înfăţişată schema circuitului global al carbonului.

Transferul carbonului de la un rezervor la altul se datorează atît unor procese biologice cît şi interacţiunii lor cu procese fizico-chimice.

Două procese biologice au rol esenţial în acest transfer : fotosinteza, prin care CO_2 din atmosferă sau din apă este încorporat în plante, transformat în substanţe organice şi respiraţia prin care acelaşi compus este restituit atmosferei sau hidrosferei.

În linii mari, în condiţiile naturale normale, aceste două procese se echilibrează reciproc constituind un sistem tampon esenţial care menţine relativ constantă concentraţia de CO_2 din atmosferă. Desigur, fixarea carbonului prin fotosinteză depăşeşte cantitatea de carbon eliberată în procesul respiraţiei, diferenţa reprezentînd producţia netă a plantelor. Echilibrarea se datorează faptului că producţia primară netă este parţial consumată, direct sau indirect de consumatori de diferite ordine şi oxidată pînă la CO_2 şi H_2O, iar partea neconsumată — cadavrele atît ale producătorilor primari cît şi ale celor secundari — este degradată treptat de grupul descompunătorilor, cu eliminarea CO_2 în apă sau în atmosferă.

În mod natural tendinţele de schimbare a concentraţiei de CO_2 din atmosferă sînt autoreglate. Dacă apare o tendinţă de creştere a CO_2 din at-

[1] Toate cifrele prezentate au valoare estimativă şi adesea ele diferă de la autor la autor.

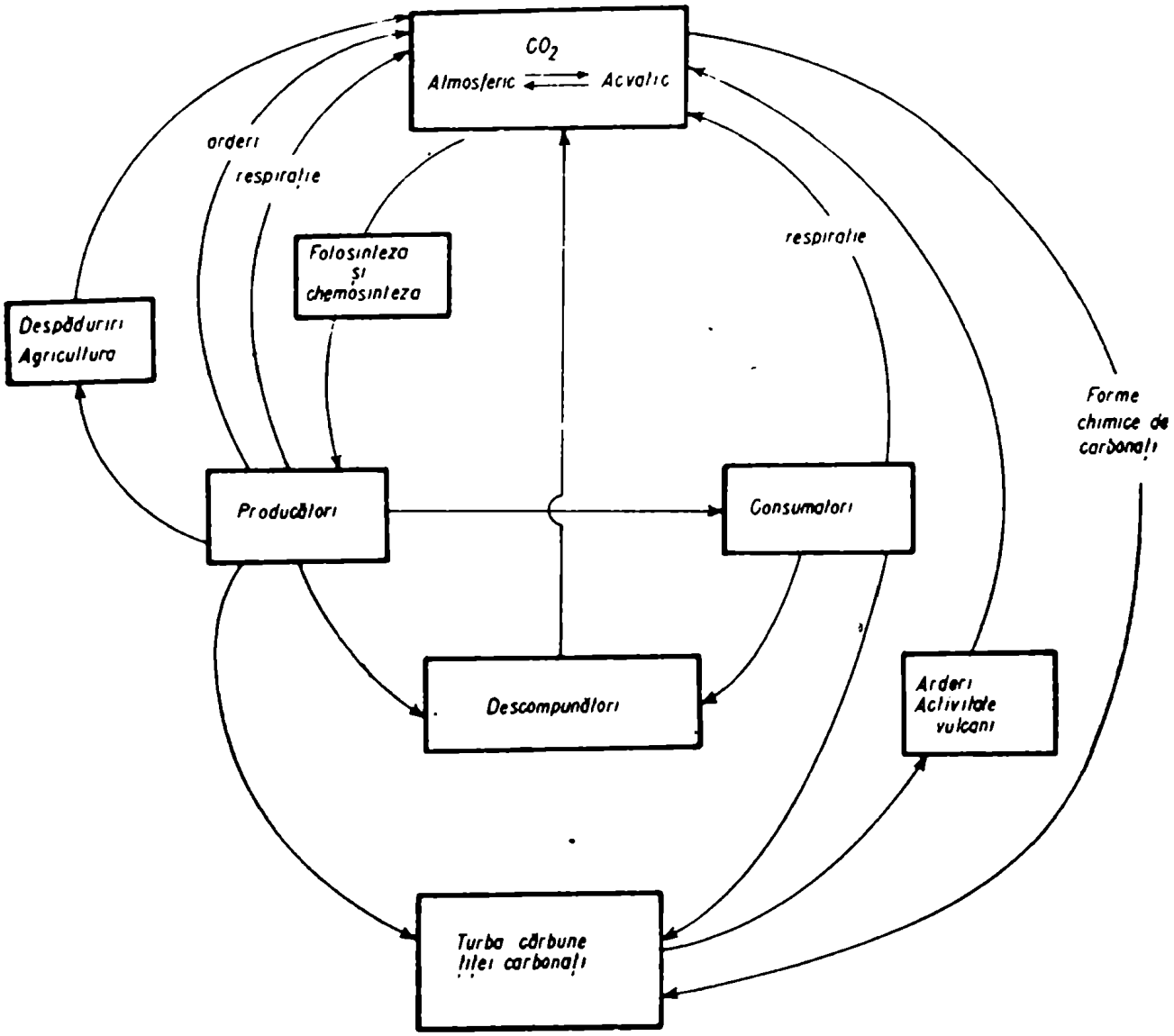


Fig. 68. Circuitul global al carbonului

mosferă intervine conexiunea inversă negativă frînînd această tendinţă pe două căi : pe de o parte creşte consumul de CO_2 în procesul fotosintezei plantelor terestre, pe de altă parte, creşterea tensiunii CO_2 din atmosferă duce la sporirea cantităţii gazului solvit în apă, unde o mai mare cantitate de carbonaţi se transformă în bicarbonaţi. CO_2 solvit în apă, ca şi cel din bicarbonaţi, poate fi folosit de plantele acvatice.

Imperfecţiunea acestui circuit constă în faptul că din el se produc „scurgeri" de C şi aceasta pe două căi mai importante : depunerea carbonului în sedimente, sub formă de carbonaţi provenind din formaţiuni scheletice şi formarea zăcămintelor de combustibili fosili (turbă, cărbuni de pămînt, petrol). Pe cale naturală, revenirea în circuit a carbonului din aceste formaţiuni geologice este doar parţială şi se produce în timp îndelungat, chiar din punct de vedere geologic, prin procese de orogeneză, cînd formaţiunile respective ajung la suprafaţă şi sînt supuse proceselor de dezagregare chimică (oxidare) şi eroziune.

Bilanţul circuitului global al carbonului, deşi serveşte drept model al circuitelor biogeochimice echilibrate, pare a fi destul de instabil, mai ales pe perioade mari de timp.

Modelarea matematică a circuitului global al C în ecosferă arată posibilitatea unor oscilații de lungă durată a concentrației C. De asemenea, din model se constată că sistemul atmosferă — plantele terestre — solul, are capacitatea de atenuare a influențelor antropogene (în esență prin arderi industriale) asupra concentrației acestui element (Svirejev, Tarko, 1978).

În prezent încă nu este pe deplin lămurit (cantitativ) rolul diferiților factori în desfășurarea acestui ciclu.

Astfel, nu se cunoaște valoarea reală a schimburilor de CO_2 dintre apa oceanului și atmosferă. Această valoare depinde de numeroși factori : tensiunea parțială a CO_2 din aer și din apă, la rîndul ei tensiunea CO_2 din apă depinde de intensitatea fotosintezei fitoplanctonului care și ea este influențată de lumina incidentă (transparența atmosferei și a apei), de temperatură, de cantitatea de nutrienți din apă, de cantitatea și activitatea consumatorilor (zooplancton). De asemenea, concentrația CO_2 din păturile superficiale depinde de intensitatea activității descompunătorilor (bacterii) și de intensitatea schimburilor cu straturile mai adînci ale apei care conțin cantități mai mari de substanță organică dizolvată. După cum s-a arătat mai înainte, echilibrul dintre carbonați și bicarbonați joacă un rol important în reglarea concentrației de CO_2 din apă. În interacțiune cu pH, cu temperatura, cu fotosinteza, el poate influența depunerea carbonaților în sedimente și deci scurgerea carbonului din circuit.

Măsurătorile arată că proporția de CO_2 din atmosfera diferitelor regiuni ale globului variază puțin, ca și în limitele grosimii troposferei. Există o ușoară creștere a CO_2 în zona ecuatorială și o scădere (cu aprox. 0,005%) la latitudinile mari. Explicația acestui gradient constă în solubilitatea mai mare a CO_2 în apele polare reci decît în apa caldă, fapt care determină o scădere a CO_2 din atmosferă. Excesul de CO_2 din apele reci e transportat treptat spre sud prin curenți de adîncime, spre zonele mai calde unde este degajat apoi în atmosferă. Cantitatea de CO_2 transportată pe această cale dinspre polul nord spre ecuator este estimată la $2 \cdot 10^{10}$ t/an (Budyko, 1977).

Rolul vegetației terestre nu este nici el constant în circuitul global al C. În mod normal, vegetația terestră, forestieră, datorită producției primare nete ridicate este un aspirator de CO_2 din atmosferă. Dar, în cursul evoluției geologice — schimbări de climă, extinderi ale zonelor secetoase, transgresiuni sau regresiuni ale apelor oceanice, activitatea vulcanică, dacă duceau la restrîngerea pădurilor sau pe alte căi, puteau determina creșteri ale concentrației de CO_2 din atmosferă și din contra extinderea pădurilor putea avea un efect invers. Modificarea proporției de CO_2 din atmosferă avea, la rîndul său, consecințe complexe asupra climei și vegetației pămîntului (vezi capitolul clima).

Studiul activității vulcanice din Paleozoic pînă în prezent, făcut pe baza variației cantității rocilor de origine vulcanică, arată că intensitatea vulcanismului se schimbă ritmic aproximativ la 100 milioane ani. În același timp, determinarea concentrației de CO_2 din atmosferă, făcută pe baza evaluării cantității de CO_2 fixate în calcare, arată că variația acestei concentrații corespundea cu variația intensității vulcanismului. Mersul curbei arată că de pe la mijlocul Cretacicului a început scăderea concentrației CO_2 din atmosferă și ea s-a accentuat în Oligocen și mai ales în Pliocen și Pleistocen, fapt care a dus la scăderea temperaturii la suprafața pămîntului și la apariția glaciațiunilor (Budyko, 1977 ; Budyko și Vinnikov, 1977).

În etapa antropogenă şi mai ales de cînd a început perioada industrializării, deci de acum aproximativ 200 ani, influenţa activităţii umane se face resimţită tot mai mult asupra circuitului global al carbonului (vezi paragraful clima).

CIRCUITUL BIOGEOCHIMIC AL AZOTULUI

Rolul biologic al N este esenţial deoarece el intră în structura aminoacizilor şi deci a substanţelor proteice, ca şi în structura acizilor nucleici (baze azotoase), a alcaloizilor, a ureei şi a altor substanţe.

Rezervorul principal îl reprezintă atmosfera în care azotul intră în proporţie de 79% din volum, ceea ce reprezintă circa 80% din cantitatea totală de N a planetei. Restul de 20% este cuprins în structura humusului din sol, în substanţele organice cu azot din organismele vii, precum şi în unele sedimente de natură organică sau minerală.

Circuitul biogeochimic al N este dintre cele mai complexe şi în cea mai mare parte determinat de activitatea organismelor — deci este de natură biologică, pe care se suprapune influenţa crescîndă a activităţii omului.

Întregul circuit al N poate fi subîmpărţit în două subcicluri. Primul subciclu constă din două faze complementare — fixarea azotului liber prin care azotul atmosferic este introdus în circuit şi denitrificarea prin care o parte a azotului din circuit este restituită atmosferei. Al doilea subciclu, strîns intricat cu primul, constă şi el din două faze complementare din punct de vedere al funcţiei ecologice — degradarea (mineralizarea) compuşilor organici cu N şi biosinteza compuşilor organici azotaţi.

Schema generală a circuitului biogeochimic al N este prezentată în figura 69.

Vom examina pe rînd cele două subcicluri.

1. Fixarea N atmosferic se produce pe mai multe căi. În atmosferă, la înălţimi mai mari, pe cale fotochimică (sub influenţa mai ales a radiaţiilor UV) se produc NH_3 şi nitraţi. La înălţimi mai mici în zona norilor, pe cale electrochimică (sub influenţa fulgerelor) iau naştere cantităţi mici de NH_3. Toţi aceşti compuşi mai devreme sau mai tîrziu sînt antrenaţi pe suprafaţa Pămîntului.

Fixarea biologică a N atmosferic este cea mai importantă cale de intrare a acestui element în circuitul biosferei. Ea se datorează activităţii mai multor grupe de microorganisme (bacterii) libere sau simbionte. Se estimează că pe această cale anual sînt fixate 150—175 milioane tone N, în întreaga biosferă, ceea ce este de peste trei ori mai mult decît cantitatea de îngrăşăminte azotoase produse pe cale chimică (estimată la 50 milioane tone în 1978) (Wittwer 1978).

Toate microorganismele fixatoare de N cunoscute pînă în prezent o fac cu ajutorul enzimei nitrogenaza. În structura acesteia intră molibdenul şi fierul şi ea este foarte sensibilă la oxigen, neputînd funcţiona decît în izolare de acest element. Din această cauză microorganismele fixatoare de azot fie sînt anaerobe, fie pot fixa N numai în condiţii anaerobe, fie au elaborat diferite mecanisme care izolează nitrogeneza de contact cu O_2.

Unele microorganisme fixatoare de N sînt libere altele sînt simbionte.

Dată fiind importanţa ecologică globală ca şi pentru economia umană a acestui proces, îl vom examina mai îndeaproape.

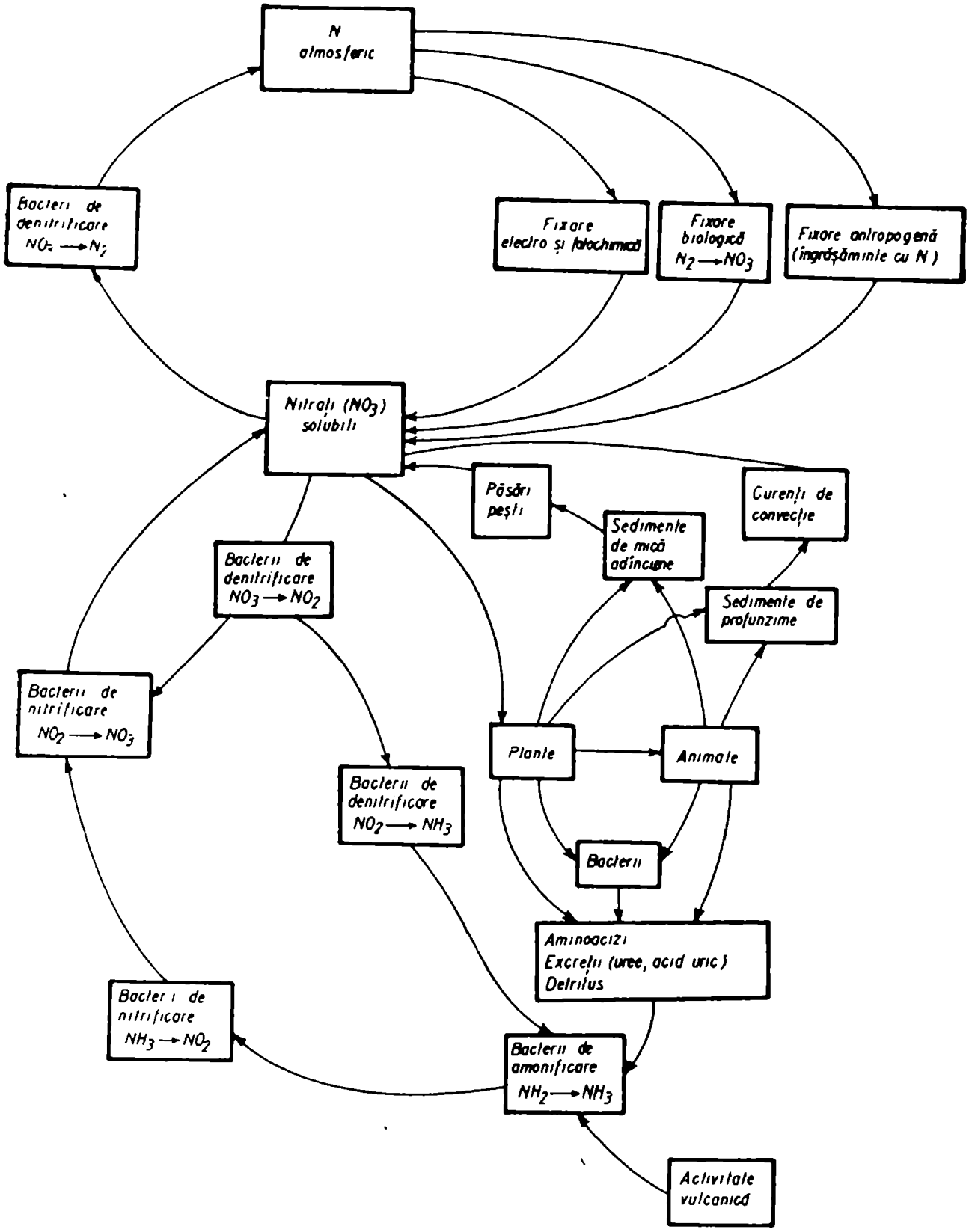


Fig. 69. Circuitul global al azotului.

Fixatori liberi. Bacteriile din această categorie ecologică, unele sînt aerobe altele anaerobe. Dintre cele aerobe, rolul cel mai important în fixarea N în sol, în apele dulci și marine îl au speciile genului *Azotobacter*. Nitrogeneza este ferită de contact cu oxigenul datorită respirației foarte intense în care oxigenul pătruns în celulă este în întregime consumat.

Specii ale genului *Klebsiella* pot fi aerobe şi anaerobe. Fixează N numai în condiţii de anaerobioză (MacNeil et al., 1978). Din acelaşi grup ecologic fac parte şi specii ale genurilor *Clostridium, Rhodospirillum* etc. N atmosferic poate fi fixat şi de unele bacterii sulfatreducătoare ca, de pildă, *Desulfovibri desulfuricans* care face legătura între ciclul N şi cel al S.

Bacterii libere fixatoare de N sînt răspîndite în cele mai diferite regiuni. De exemplu, în solul ecosistemelor terestre arctice au fost identificate specii fixatoare de N din genurile *Klebsiella* (cele mai numeroase), *Bacillus, Clostridium, Beijerinckia* a căror activitate însă este inhibată de temperaturile scăzute ale solului (Jordan, et al., 1978).

Un rol deosebit de important în fixarea N în cele mai diferite medii (terestru, marin, dulcicol) îl au cianoficeele (cianobacteriile). Cianoficee fixatoare de N sînt răspîndite în cele mai diferite medii pe tot globul : sînt abundente în zonele tropicale, trăiesc în ape dulci, marine, în mlaştini sărate, în solurile arctice, epifite pe muşchi din zonele arctice, în unele lacuri din Antartica. Pot trăi în medii cu tensiune foarte scăzută a oxigenului, pot rezista la temperaturi foarte variate — de la cele apropiate de 0 °C, pînă peste 50 °C, în unele izvoare termale. Îşi pot regla flotabilitatea în apă şi în felul acesta adîncimea la care condiţiile (lumina, temperatura, cantitatea de O_2, CO_2, nutrienţi) sînt optime şi aceasta prin formarea de vacuole cu gaze ce determină capacitatea lor de plutire (Peters, 1978).

Fixarea N se produce cu ajutorul enzimei nitrogenaza, care nu acţionează în prezenţa oxigenului liber (Brill, 1977). Aceasta a făcut ca să se dezvolte diferite mecanisme de izolare a nitrogenazei de contact cu oxigenul. La multe specii de cianoficee există celule speciale — heterocişti (fig. 70), cu pereţi groşi care preîntîmpină pătrunderea oxigenului. Spe-

Fig. 70. Heterocişti.

ciile cu heterocişti aparţin la numeroase genuri printre care citäm *Anabaena, Anacystis, Aphanizomenon, Aulosira, Calothrix, Cylindrospermum, Gloeotrichia, Nostoc, Sigonema, Tolypothrix* etc. Există numeroase genuri cu specii capabile să fixeze N şi care nu au heterocişti ca, de ex. *Lyngbya, Oscillatoria, Phormidium, Plectonema, Trichodesmium, Gloeocapsa* etc. (Brill, 1977 ; Peters, 1978 ; Saralov, 1978). La aceste cianoficee încă nu este lămurit mecanismul prin care nitrogenaza este protejată împotriva contactului cu oxigenul (Peters, 1978).

Cianoficeele reprezintă o importantă sursă de N în ape dulci, marine, în soluri. De pildă în lacul Mendota (SUA) 85% din N fixat (3 800 kg N) anual (7% din totalul intrărilor de N) se datorează cianoficeelor (Peters, 1978). În apele marine mai ales de coastă şi în zona mareelor, *Calothrix* are un rol important. În zona Floridei şi a arhipelagului Bahama, specii ale acestui gen, epifite pe planta *Thalassia testudinum* fixează 50—100 kg N/ha/an (Capone et al., 1977). Aceeaşi algă epifită pe suprafaţa recifului coralier din atolul Eniwetoc (insulele Marshall din Oc. Pacific) fixează circa 3 kg N/ha/24 ore (Wiebe et al., 1975). În largul oceanului doar genul *Trichodesmium* este cunoscut ca fixator de N. În diferite soluri de la zonele arctice pînă la cele mai aride, cianoficeele reprezintă o importantă sursă de N.

Fixatorii simbionți au rolul cel mai important în viața ecosistemelor terestre. Dintre fixatorii simbionți speciile genului *Rhizobium* sînt cele mai importante. Ele sînt simbionte cu rădăcinile leguminoaselor în care pătrund prin peri radiculari. Simbioza este specifică : fieçare specie de plantă leguminoasă acceptă, ca simbiontă, o anumită specie de *Rhizobium* : lucerna este simbiontă cu *Rh. meliloti* trifoiul cu — *Rh. trifolii,* soia cu *Rh. japonicum* etc. Recunoașterea bacteriei de către planta gazdă se produce prin intermediul unei proteine specifice, produse de către plantă — de pildă, trifolin în cazul trifoiului. Aceste proteine permit pătrunderea numai a bacteriei respective și totodată opresc alte bacterii care pot fi și patogene.

Pătrunzînd în celulele corticale ale rădăcinilor, bacteriile stimulează formarea nodulilor radiculari prin producere de secreții ce conțin auxine.

Amoniul produs de bacterii împreună cu hidrocarbonați rezultați din fotosinteză duc la formarea aminoacizilor — folosiți de plante în sinteza substanțelor proteice.

Fixarea N se produce prin acțiunea nitrogenazei, care după cum am menționat, poate funcționa numai în lipsa completă a oxigenului. În cazul simbiozei dintre *Rhizobium* și leguminoase izolarea de oxigen se produce cu ajutorul unei substanțe speciale — *leghemoglobina* — o formă vegetală de hemoglobină care, ca și hemoglobina animală, leagă oxigenul izolînd nitrogenaza de acest gaz. Leghemoglobina se produce numai ca urmare a relațiilor simbionte dintre bacterie și planta leguminoasă. Se pare că acest proces reprezintă avantajul esențial al simbiozei pentru bacterie, deoarece numai în aceste condiții de izolare a nitrogenazei față de oxigen, ea poate supraviețui într-un mediu aerob.

Există și alte asociații simbionte fixatoare de N.

Astfel, alga *Nostoc* fixează N în simbioză cu hepaticele din genurile *Anthoceros, Blasia, Cavicularia.*

Dintre ferigi (*Pteridophyta*) numai specii ale genului *Azolla* sînt simbionte cu *Anabaena* (*A. azollae*). Alga este adăpostită în mici cavități pe partea inferioară a frunzelor acestei mici ferigi acvatice. Această asociație simbiontă reprezintă o apreciabilă sursă de azot într-o serie de ecosisteme acvatice. În Delta Dunării *Azolla* se dezvoltă în mari cantități.

Din grupul gimnospermelor numai specii ale ordinului *Cycadales* (genul *Cycas*) sînt cunoscute ca avînd drept simbiont cianoficee din genurile *Nostoc* și *Anabaena* — fixatoare de N. În unele ecosisteme această simbioză reprezintă o importantă sursă de N. În pădurile de *Eukalyptus* și *Banksia* din Australia de vest, *Macrosamia communis* (cycadal) în simbioză cu Nostoc fixează circa 19 kg N/ha/an.

Dintre angiosperme specii ale unui singur gen — *Gunnera* (fam. *Haloragaceae*) se cunosc a fi simbionte cu *Nostoc*. Această asociație, în condiții naturale, fixează circa 9 kg N/ha/an, iar în condiții controlate ajunge la 70 kg N/ha/an (Peters, 1978). În schimb, numeroase angiosperme trăiesc în simbioză cu bacterii actinomicete, avînd capacitatea de fixare a N atmosferic (Torrey, 1978). Menționăm cîteva genuri care se întîlnesc și la noi în țară, cu numărul speciilor simbionte față de totalul speciilor din genul respectiv : *Alnus* (fam. Betulaceae) 33 specii simbionte/35 specii ale genului, *Dryas (Rosaceae)* 3/4, *Elaeagnus (Elaeagnaceae)* 6/45, *Hippophae (Elaeagnaceae)* 1/3, *Myrica (Myricaceae)* 26/35, *Rubus (Rosaceae)* 1/250. Numărul total de specii de angiosperme care fixează azotul pe această cale

se ridică la circa 160. Actinomicetele induc formarea de nodozități pe rădăcinile angiospermelor, nodozități cu o morfologie caracteristică, deosebită de a leguminoaselor. Cantitățile de N fixat de aceste asociații sînt considerabile. Astfel, *Alnus crispa* fixează 40—362 kg N/ha/an, *Alnus rubra* 140—300, *Hippophae rhamnoides* 15—179 etc. Pentru comparație dăm unele cantități de N fixat de leguminoase în simbioză cu *Rhizobium : Glycine max* circa 103 kg N/ha/an, *Medicago* sp. 54—463, *Pisum sativum* 52—77, *Vicia faba* 45—552 (din Torrey, 1978). Unele bacterii fixatoare de azot liber trăiesc în intestinul termitelor (ex. bacterii din genul *Citrobacter*), iar altele în intestinul unor moluște marine (ex. genul *Teredo*) ce găuresc lemnul. Aceste animale, hrănindu-se cu lemn, își compensează carența de N din lemn, prin azotul atmosferic fixat de bacterii (Brill, 1977).

Deoarece cantitatea de N disponibilă pentru plante este decisivă pentru creșterea producției primare, este firesc că oamenii au depus eforturi susținute pentru a putea spori intrările de azot în circuitul biologic.

Principala cale de creștere a cantității de azot în circuitul biogeochimic o reprezintă în prezent fixarea industrială a N liber, prin fabricarea de îngrășăminte azotoase. Cantitatea de N fixat pe această cale se ridică la circa 50 milioane tone pe an (1978), reprezentînd cam 1/3 din cantitatea totală de N fixat pe cale biologică. Cifrele arată că activitatea umană afectează profund circuitul N pe scară planetară.

Azotatul de amoniu — ca îngrășămînt se fabrică după metoda lui Haber și Bosch, în care N atmosferic este combinat cu H la temperatură și presiune ridicată. Sursa de H este gazul metan sau hidrocarburile din petrol.

Este evident că în actuala criză de energie, de pericolul epuizării surselor de petrol și gaze naturale, de scumpire a petrolului, costul îngrășămintelor fabricate devine și el tot mai ridicat.

Apare firească nevoia de a găsi alte căi mai ales biologice, de fixare a N atmosferic, sau de utilizare a asociațiilor simbionte, fixatoare de N.

Căutările se desfășoară pe mai multe căi. Una din aceste căi constă în încercări de utilizare a plantelor care fixează N liber, în simbioză cu bacterii. În această privință, asociația *Azolla-Anabaena* reprezintă o importantă sursă de azot în culturile de orez. Cercetările efectuate la Institutul Internațional pentru Cercetarea orezului din Filipine, au stabilit că, datorită acestei asociații, se obțin recolte constante de 3—4 tone orez/ha, fără aplicarea îngrășămintelor. În mod empiric, în mai multe zone de cultură a orezului *Azolla* este utilizată ca îngrășămînt.

Asociațiile de angiosperme cu actinomicete fixatoare de N, sînt recomandate și folosite în silvicultură, suplinind folosirea îngrășămintelor (Torrey, 1978). În mod empiric în unele zone această metodă este folosită de multă vreme. Astfel, în Taivan meiul (*Setaria*) este cultivat în alternanță cu anin (Alnus), în Noua Guinee, *Casuarina* este cultivată pentru ameliorarea solului, în Japonia, de mai multă vreme, sînt plantate *Alnus, Myrica, Elaeagnus* în amestec cu alte esențe mai ales de conifere, în același scop — ameliorarea fertilității solului. Cultivarea aninului (Alnus) simbiont cu actinomicete, este practicată ca sursă de N în culturi de plop, de pin sau de alte esențe (Torrey, 1978).

Bacterii fixatoare de azot din g. *Spirillium* au fost găsite simbionte cu unele graminee spontane (ex. *Digitaria*) și chiar cu porumb (cazuri izolate) în America de Sud. Unul din cei mai importanți producători primari din mlaștinile sărate de pe coasta atlantică a Americii de Nord — graminеul *Spartina alterniflora* — fixează azotul atmosferic prin rădăcini, în

simbioză cu bacterii fixatoare de N (Charlene Van Raalte, 1977). Cunoaşterea precisă a condiţiilor în care se instalează o asemenea simbioză ar deschide perspectiva producerii ei şi la gramineele cultivate.

O altă cale, cu perspective deocamdată îndepărtate, o reprezintă cercetările privind posibilitatea de transfer al complexului de gene ce controlează fixarea de N, de la bacterii în celulele plantelor superioare, care în acest fel ar deveni capabile să fixeze N liber. Astfel s-a reuşit transferul acestui complex de la *Klebsiella pneumoniae* la *Escheriohia coli*. De asemenea, s-a reuşit introducerea de bacterii fixatoare de azot la pin, utilizînd fungi ca purtători ai bacteriilor. Plantele de pin au început să fixeze mici cantităţi de N. În una din variantele experienţei, ciuperca purtătoare, modificată de bacterie, s-a dovedit a fi dăunătoare pentru plantele de pin. Varianta a fost distrusă din precauţie. Aceasta arată şi pericolele care pot rezulta din asemenea intervenţii („Search", 1979).

Problema transferului genelor respective este complexă deoarece implică nu numai transferul genelor ce determină producerea nitrogenezei dar şi a celor ce controlează mecanismele prin care nitrogeneza este ferită de contact cu oxigenul. Din această cauză, deşi s-a reuşit transferul genelor ce induc producerea de nitrogeneză la *Agrobacterium,* enzima produsă a fost inactivă — deoarece aceste bacterii sînt strict aerobe.

Posibilitatea de a obţine plante superioare ca porumbul, capabile să fixeze N liber, se loveşte de numeroase dificultăţi, ca sporirea necesităţilor energetice legate de activitatea nitrogenazei, necesitatea aprovizionării plantei cu molibden şi fier, sensibilitatea nitrogenazei faţă de O_2, cantitatea crescută a nitrogenazei etc. (MacNeil et al., 1978).

Denitrificarea reprezintă o altă fază a subciclului examinat şi constă în transformări care duc la formare de oxizi de N — nitriţi (NO_2) şi în final pot duce la NH_3 sau la eliberare de azot molecular care se degajă în atmosferă. Denitrificarea, după cum se vede din figura 69, poate interveni în diferite momente ale ciclului, interconectîndu-le.

Diferite faze ale denitrificării sînt determinate de diferite grupe de bacterii. O serie de bacterii ca, *Pseudomonas* (aerob), *Clostridium* (anaerob) reduc nitraţii (NO_3) la nitriţi (NO_2).

Alte bacterii reduc mai departe nitriţii pînă la NH_3, iar altele determină eliberarea N molecular. Această din urmă funcţie o pot avea bacterii din genurile *Bacillus, Achromobacter, Thiobacillus, Hydrogenomonas, Sporovibrio* etc.

Denitrificarea, fiind proces reducător, se produce mai intens în soluri, ape, sedimente, slab aerate, cu multă substanţă organică, şi depinde de *p*H-ul mediului, de temperatură şi alţi factori.

Cercetarea energeticii proceselor de denitrificare duce la presupunerea că sursa esenţială a NO_2 din atmosferă o reprezintă denitrificarea compuşilor azotului din apele oceanice (Delwiche, 1978).

2. După cum s-a arătat mai înainte, al doilea subciclu constă şi el din două faze : degradarea (mineralizarea) compuşilor organici cu N şi biosinteza acestor compuşi.

Mineralizarea compuşilor organici constă în descompunerea lor treptată, pînă la starea de nitraţi, care pot fi din nou utilizaţi de către plante. Acest proces se desfăşoară în două etape mai importante : amonificarea şi nitrificarea.

Amonificarea constă în faptul că o serie de bacterii — ca specii din genurile *Pseudomonas, Bacillus, Proteus, Flavobacter* etc., ca şi unele ciu-

perci și actinomicete, metabolizează substanțele organice azotate aducîndu-le la amoniac. Procesul continuă prin *nitrificare,* constînd în transformarea amoniacului în nitriți (nitritarea) și apoi în nitrați (nitratarea). Fiecare din aceste transformări este determinată de alte grupe de bacterii care acționează succesiv și a căror activitate depinde de condițiile mediului (pH, t°, umiditate). Astfel, oxidarea sărurilor amoniacale pînă la nitriți (nitritarea) poate fi efectuată de specii din genurile *Nitrosomonas, Nitromonas, Nitrosococcus* etc. Toate bacteriile care îndeplinesc funcție de nitritare, poartă numele de *nitrosobacterii.*

Următoarea etapă — oxidarea nitriților în nitrați (nitratarea) este efectuată de *nitrobacterii,* dintre care cele mai importante sînt din g. *Nitrobacter.*

Întregul proces de mineralizare, deci de transformare a compușilor organici complexi în compuși minerali simpli, este însoțit de eliberarea de energie, care astfel devine utilizabilă pentru alte procese de nutriție. De pildă, bacteriile nitrificatoare folosesc această energie la reducerea CO_2 sau a bicarbonaților, pentru a folosi carbonul (vezi capit. producătorii primari).

Faza a doua a subciclului constă în procesul de utilizare a azotului din azotați pentru sinteza substanțelor organice azotoase — proces efectuat de plante și care implică un consum de energie făcut în esență pe seama energiei solare captate de către producătorii primari fotosintetizatori.

Bilanțul global al circuitului biogeochimic al azotului este un bilanț pozitiv pentru biosferă, deși există scurgeri din circuit atît prin denitrificare cît și prin depozitarea unei părți de substanțe organice în sedimente. Caracterul pozitiv al bilanțului, adică a faptului că se fixează mai mult azot decît se pierde, este foarte important deoarece face posibilă creșterea biomasei întregii biosfere. Ponderea activității umane în acest proces este substanțială și în continuă creștere, iar eforturile făcute pe acest drum, pe deplin justificate, deoarece duc la creșterea cantității de proteine în alimentația omenirii, sînt concentrate în cîteva direcții principale :

1. Extinderea culturii leguminoaselor, fie în culturi pure, fie în amestec cu alte plante.

2. Selecția și introducerea în cultură a unor noi leguminoase. Din circa 13 000 specii din această familie doar cîteva zeci sînt cultivate în scopuri alimentare și furajere. Dificultatea introducerii în cultură a noi specii stă în toxicitatea semințelor la multe specii. Ea poate fi depășită prin selecție.

3. Transferul de gene ce induc fixarea N, de la bacterii la microorganisme sau plante superioare cultivate.

4. Realizarea simbiozei unor plante cultivate sau spontane (esențe forestiere) cu bacterii fixatoare de N.

5. Optimizarea eficienței asociațiilor simbionte fixatoare de N, între bacterii și plante și utilizarea mai largă a acestor asociații ca sursă de N pentru sol (leguminoase cu bacterii, alte angiosperme cu actinomicete) și apă (*Anabaena-Azolla*).

CIRCUITUL BIOGEOCHIMIC AL FOSFORULUI

Rolul biologic al fosforului este de prim ordin. El este un component major al acizilor nucleici de la toate viețuitoarele și ca atare, este important în procesul de stocare și transmitere a informației genetice. Intră în

alcătuirea fosfoproteinelor, a fosfolipidelor, în alcătuirea scheletului vertebratelor (ca fosfat de Ca). În semințe se găsește sub formă de fitină. Îndeplinește un rol esențial în procesele metabolice — în fotosinteza (fotofosforilarea) și în procesele de transfer al energiei, atît la plante cît și la animale — prin compușii săi macroergici — ca ATP.

Din această cauză, conținutul în P din mediu (sol, apă), ca și cel de N, reprezintă o măsură a fertilității și a capacității productive a ecosistemului respectiv.

Rezervorul principal îl reprezintă *apatitul* — un fosfat natural de Ca, care conține și F și Cl. Pe lîngă aceste importante cantități de fosfor se găsesc în rocile magmatice. Guano — depozite de excremente, mai ales ale păsărilor acvatice — în zonele de coastă ale unor continente (Peru din America de Sud) sau din insule oceanice, reprezintă, de asemenea un rezervor important de fosfor.

Circuitul P (fig. 71), care nu are componenți gazoși, este indisolubil legat de circuitul hidrologic. P din rocile sedimentare și eruptive de pe uscat, este eliberat prin dezagregare chimică, este spălat de ape de precipitație și transportat treptat, prin rîuri spre mări și oceane unde se depune în sedimente de pe platforma continentală sau de mare adîncime. Reîntoarcerea acestui P în circuit se produce doar parțial, în procesul

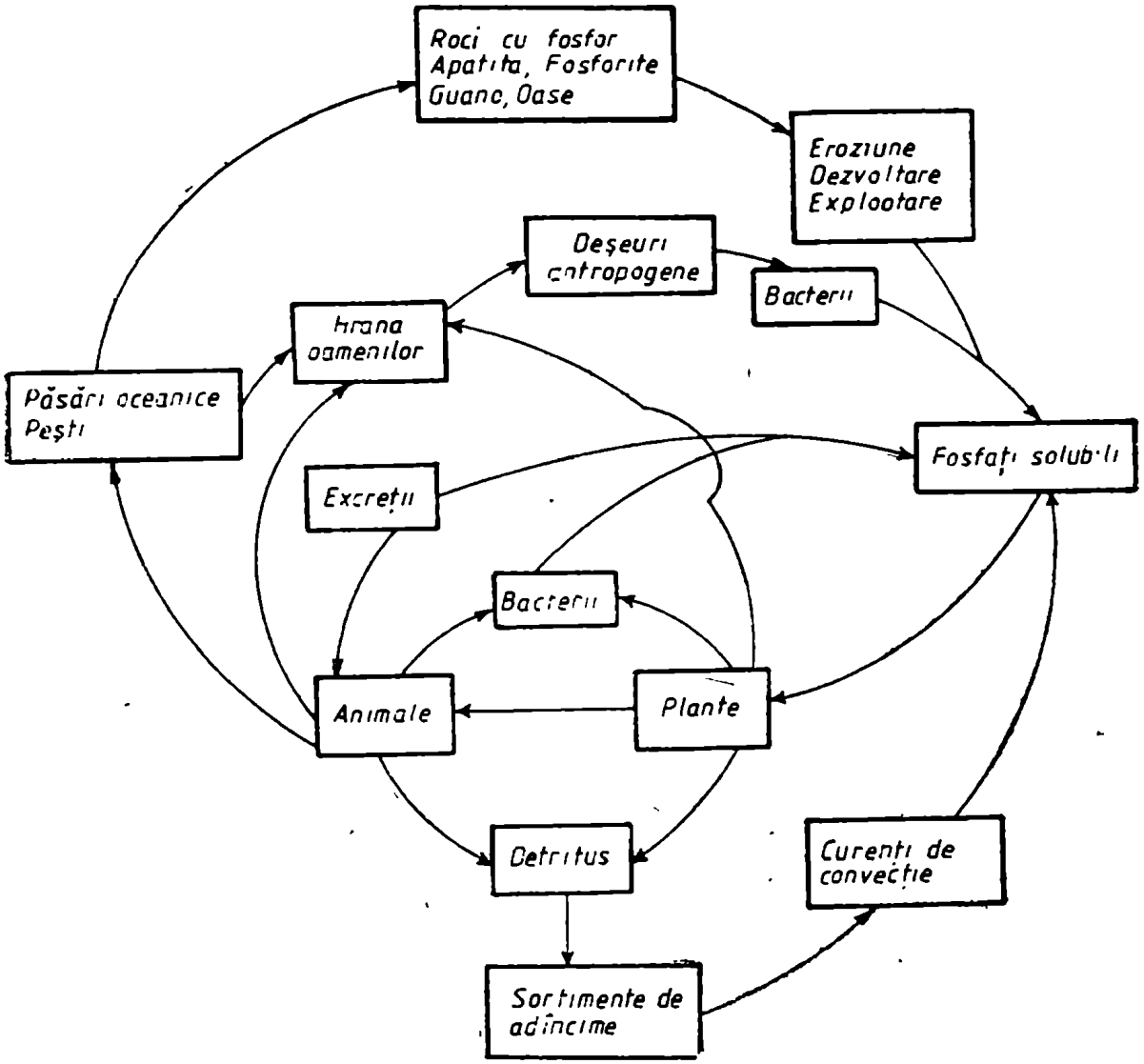


Fig. 71. Circuitul global al fosforului.

de orogeneză, cînd rocile sedimentare, mai ales de pe platformele continentale, ajung la suprafață și sînt din nou supuse dezagregării. P de la mare adîncime, practic rămîne pierdut pentru biosferă.

Estimarea cantității de P transportat anual către ocean este dificilă și variază între 3,5 milioane tone (Cole, 1958) și 20 milioane tone (Hutchinson, 1948).

Pe fondul acestui circuit geochimic global, se grefează circuitele biologice.

În ecosistemele terestre o parte din P eliberat prin dezagregarea rocilor este preluat de plante. De subliniat că în condiții de oxigenare bună se formează compuși insolubili ai P, inaccesibili plantelor. Compușii solubili se formează mai ales în medii mai acide și în condiții reducătoare. De la plante o parte din P este preluat de animale. Excrementele ca și cadavrele plantelor și animalelor sînt degradate prin activitatea microorganismelor (*Bacillus megatherium phosphaticum, Aspergillus, Penicillium* etc.) care duc la eliberare de P. O parte din acesta reintră în circuit, altă parte formează compuși insolubili. Din acest circuit, după cum se vede, se produc permanente pierderi, antrenate de apă sub formă de compuși anorganici și organici solubili și sub formă de detritus organic care conține compuși ai fosforului.

O dată ajunși acești componenți în mediul acvatic, fosforul anorganic dizolvat este preluat foarte repede de fitoplancton și intră în circuitul biologic. O parte a fitoplanctonului este consumată de zooplanctor care, la rîndul său, este consumat parțial de către alți consumatori. Cadavrele și excrementele sînt mineralizate permițînd reintroducerea în circuit a P, dar numai parțială, deoarece o parte importantă din cadavre se depun în sedimente, împreună cu P pe care-l conțin.

P organic dizolvat, ca și cel sub formă de detritus, parțial e folosit de bacterii dar treptat, sub formă de detritus ajunge și el în sediment. În acest fel se produc permanente pierderi din păturile superficiale ale apei și pe seama lor se îmbogățesc în fosfor sedimentele și păturile de apă de la adîncime.

De aici P poate reveni la suprafață doar prin curenți de convecție (vezi pag. 56).

Întoarcerea fosforului din mediul acvatic în cel terestru nu compensează nici pe de parte scurgerile de P. Sînt două căi mai importante de întoarcere : depunerea excrementelor păsărilor marine care este estimată la 10 000 t P/an și pescuitul efectuat de om, prin care se readuc pe uscat cam 60 000 t P/an (Hutchinson, 1948).

Dat fiind acest caracter al circuitului P, avînd drept trăsătură particulară permanente pierderi, este firesc ca acest element să devină un factor limitant al productivității biologice. Carența fosforului este compensată prin activitatea umană.

Exploatarea rocilor fosfatice și fabricarea de îngrășăminte cu P, introduce în circuit 5—6 milioane t P mineral și această cantitate este în permanentă creștere. Alte cantități importante sînt introduse în circuit datorită detergenților care conțin polifosfați, precum și datorită deșeurilor organice. Cantitățile excesive de fosfor, urmare mai ales a activității umane, ajunse în apele lacurilor, determină înmulțirea masivă, explozivă a algelor (înflorirea fitoplanctonului) și reprezintă un factor important al eutrofizării apelor, o formă importantă a poluării.

Ciclul Ca, ca şi al P, este tipic sedimentar.

Calciul are un rol complex şi multiplu în creşterea, dezvoltarea şi activitatea normală a organismelor animale şi vegetale. Este un important component al structurilor scheletice la nevertebrate (foraminifere, unii spongieri, celenterate, briozoare, crustacei, moluşte) şi vertebrate.

Scheletele foraminiferelor şi moluştelor adesea reprezintă adevărate zăcăminte de carbonaţi de calciu ca şi recifii construiţi de celenterate (antozoare). În alcătuirea scheletului vertebratelor calciul este sub forma de carbonat ($CaCO_3$) şi mai ales de fosfat ($Ca(PO_4)_2$).

Ţesuturile vegetale, de asemenea necesită importante cantităţi de Ca.

Rolul fiziologic al Ca este multiplu. Compuşii calciului (mai ales fosfaţi) asigură echilibrul acido-bazic al mediului intern, are rol important în permeabilitatea membranelor celulare pentru diferiţi ioni, contribuind astfel la controlul fluxului de ioni prin celule. Are un important rol în funcţionarea sinapselor la vertebrate, în antagonism cu Mg ; Ca stimulează formarea acetilcolinei în timp ce Mg o inhibă ; Ca, în antagonism cu K, inhibă acţiunea unor enzime. La plante, compuşii calciului (pectat de Ca) reprezintă liantul celulelor : fără Ca şi fără Mg, celulele tind să se despartă.

Rezervoare. Spre deosebire de P, calciul se găseşte în cantităţi uriaşe în scoarţa Pămîntului.

Calcitul, ca şi aragonitul — reprezintă carbonat de calciu curat, cristalizat.

Gipsul — sulfat de calciu ($CaSO_4$). Creta — formînd importante zăcăminte este alcătuită mai ales din schelete calcaroase de foraminifere. Marmora — reprezintă un carbonat de Ca, impurificat adesea cu alţi compuşi minerali. Cele mai importante rezerve de calciu le constituie dolomitul — carbonat de Ca şi Mg, formînd întregi etaje geologice, adesea de mii de metri grosime.

La aceste rezervoare mai trebuie adăugate însemnate cantităţi de Ca din apele naturale unde formează sistemul carbonaţi-bicarbonaţi care reprezintă cel mai însemnat sistem tampon al variaţiilor de *p*H.

Circuitul global al calciului nu cuprinde faze gazoase şi, ca şi în cazul P, urmează sensul general al ciclului hidrologic : carbonaţii de calciu sînt treptat dizolvaţi de apele de precipitaţii (acidulate) şi antrenaţi în rîuri, lacuri, ocean. Procesul este puternic influenţat de climă (mai ales de cantitatea de precipitaţii) şi de structura învelişului vegetal.

În zonele forestiere, deci cu precipitaţii mai abundente, vegetaţia lemnoasă imprimă circuitului calciului trăsături caracteristice : o mare cantitate se acumulează în ţesuturi perene (trunchiuri, ramuri) şi doar frunzele care cad toamna, restituie solului o parte din compuşi minerali. Precipitaţiile abundente spală din litieră şi antrenează în profunzime, prin ape de infiltraţie, o bună parte a Ca (împreună cu alte elemente ca K, Fe, Al), determinînd treptat decalcifierea, sărăcirea solului în Ca, acidifierea lui. Astfel, în păduri se formează soluri podzolice care, în cazul cînd sînt transformate în soluri agricole, trebuie amendate cu Ca. Din straturile profunde unde se acumulează Ca, el este extras parţial prin rădăcinile arborilor care pătrund în adîncime, dar restituirea lui către sol este lentă, din cauza depozitării în ţesuturi de rezistenţă. Parţial carbonaţii de calciu din profunzime sînt dizolvaţi şi antrenaţi de ape subterane în izvoare şi rîuri.

În zonele mai uscate de stepă unde cantitatea de precipitații nu permite decît dezvoltarea vegetației ierboase, se produce calcificarea solului : plantele ierboase, după moartea lor, în fiecare an restituie solului toată cantitatea de Ca, care se acumulează în sol, dat fiind că precipitațiile sînt prea puține spre a-l antrena în adîncime. Solul devine alcalin, ceea ce scade solubilitatea carbonaților și determină acumularea lor, și de aici o parte din carbonați sînt antrenați de ape de șiroire (scurgeri superficiale) în rîuri. Așa se explică faptul că apele rîurilor sînt în general bogate în carbonați de Ca.

În mediul acvatic circuitul calciului este strîns dependent de corelația dintre carbonați și bicarbonați

$$CaCO_3 + H_2CO_3 \rightleftharpoons Ca(HCO_3)_2.$$

Vietuitoarele acvatice, în general, nu pot asimila decît forma solubilă a calciului (bicarbonați) ; de aceea deplasarea echilibrului spre carbonați (stînga) sau bicarbonați (dreapta) reprezintă un factor important pentru activitatea vietuitoarelor. Desfășurarea reacției spre dreapta este favorizată de *p*H scăzut (pătrunderea în apă a unor mai mari cantități de CO_2), de t° scăzută (favorizează dizolvarea gazelor, inclusiv a CO_2 care acidifică mediul) și de scăderea salinității (favorizează dizolvarea gazelor). Din contra, creșterea *p*H (de pildă prin extragerea CO_2 din apă în procesul fotosintezei), creșterea t° și a S‰ (ambele duc la scăderea solubilității gazelor) duc la transformarea bicarbonaților în carbonați, deci de la stare solubilă la cea insolubilă.

Jocul acestor factori face ca în bazinele oceanice la mari adîncimi, unde t° este scăzută și unde se acumulează mai mari cantități de CO_2 (din descompuneri și lipsa consumului prin fotosinteză) să fie favorizată solubilizarea carbonaților și nu depunerea lor. Din contra la adîncimi mici, pe platforme continentale, unde t° este mai ridicată, unde se dezvoltă și vegetația (fotosinteza) CO_2 este mai puțin. *p*H mai ridicat — se crează condiții de depunere a sedimentelor calcaroase. La fel în zonele tropicale ale oceanelor la t° ridicată a apei de suprafață, activitatea fotosintetică favorizează ieșirea Ca din soluții. Acest proces este deosebit de accentuat prin simbioza celenteratelor cu alge (zooxantele) : acestea folosesc CO_2 rezultat din respirația celenteratelor și astfel favorizează imobilizarea carbonatului de Ca din care celenteratele își construiesc scheletul calcaros, ducînd la crearea recifilor — imense zăcăminte de carbonat de Ca (fig. 72).

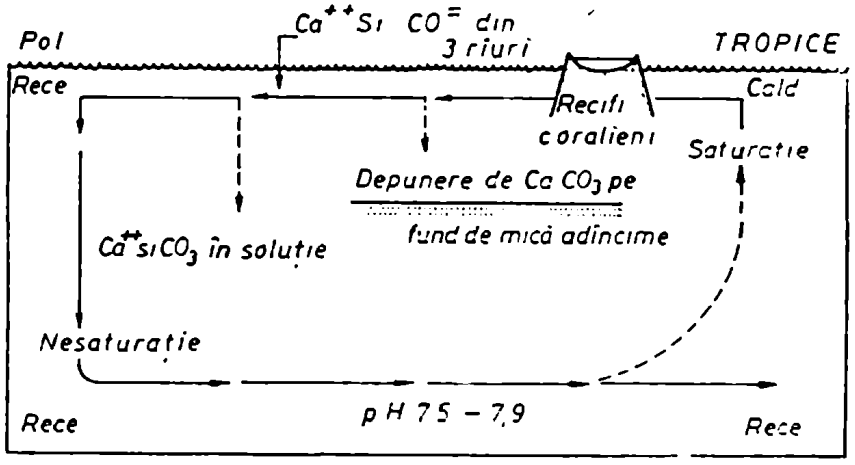


Fig. 72. Circuitul calciului în Oc. Atlantic. (După Clarke, 1954).

Readucerea în circuit a carbonaților depuși astfel în apele oceanice se face lent, prin procese de orogeneză, cînd carbonații ajung din nou sub incidența circuitului hidrologic continental.

Cantitatea de Ca, împreună cu Mg și alți cationi prezenți în apă, determină *duritatea apei.*

Se consideră o apă dură cînd conține peste 25 mg $CaCO_3$ pe litru și moale cînd conține sub 9 mg $CaCO_3$/l. Între aceste valori apa are duritate medie.

În mod curent se determină duritatea temporară, cea datorată carbonaților și bicarbonaților care pot fi eliminați din apă prin fierbere, rămînînd în soluție sulfații (mai ales $MgSO_4$) și eventual unele cloruri (cu excepția cationilor metalelor alcaline) a căror cantitate reprezintă *duritatea permanentă a apei.*

În ape dulci cu o duritate crescută, ca de pildă, în unele ghioluri ale deltei (în ghiolul Roșu) sau în zone cu oxigenare slabă unde amoniacul rezultat din mineralizare nu poate fi oxidat pînă la azotați, se produc depuneri de carbonați sub formă de cruste pe suprafața unor plante (specii de *Potamogeton,* de *Characeae*) care extrag CO_2 din bicarbonați, favorizînd precipitarea carbonaților.

CIRCUITUL BIOGEOCHIMIC AL SULFULUI

Importanța biologică a sulfului nu poate fi subestimată, deoarece el intră în structura unor aminoacizi importanți (cistina, cisteina, metionina) și în structura diferitelor molecule proteice ca a unor vitamine și a altor substanțe organice.

S, ca și compușii lui, în exces, devin toxici atît pentru plante cît și pentru animale.

Rezervoare de sulf sînt atît în litosferă cît și în atmosferă, ceea ce arată caracterul mixt al acestui circuit gazos și tot odată sedimentar.

În litosferă S se găsește în stare nativă în zăcăminte biogene sau minerale : sulfură de fier (FeS_2) — pirită, sau calcopirită — sulfură dublă de Fe și Cu, gipsul care este un sulfat de Ca, fiind un important rezervor atît de Ca cît și de S. Trebuie menționat că, în substanța organică fosilă (cărbuni, petrol), ca și în cea actuală (detritus organic, humus), se găsesc importante cantități de sulf.

În atmosferă S se găsește sub formă de SO_2 de proveniență industrială din arderea combustibililor fosili, parțial de origine vulcanică, precum și de origine biologică. În adevăr, în ultima vreme s-au acumulat tot mai multe dovezi ale acestei din urmă surse a sulfului din atmosferă (Nguyen Be, Gaudry, Bonsang, Nadant, Lambert, 1979). Astfel s-a constatat prezența de SO_2 și SO_4^{2-} în atmosferă deasupra unor zone nepopulate ca Antarctica și Subantarctica, unde concentrația de SO_2 era de 0,1 micrograme/m^3. Deasupra oceanului, în zone cu puternică dezvoltare a algelor sau în zone cu uppwelling (curenți de convecție) concentrația compușilor S în atmosferă este mai mare. Se consideră că SO_2 și apoi SO_4^{2-} se formează în aer prin fotooxidarea dimetilsulfurii — compus eliminat de o serie de alge. Acest compus a fost identificat în aer ($6—13 \cdot 10^{-9}$ g/l) și în apă ($10—30 \cdot 10^{-9}$ g/l) în diferite regiuni ale oceanelor Atlantic și Indian. Concentrații sporite de SO_2 au fost găsite în microstratul superficial al mării și în zona uppwellingului în dreptul coastei de vest a Africii și a coastelor

Perului. Calculele arată că, prin oxidarea dimetilsulfurii deasupra oceanului se formează $100 \cdot 10^6$ tone de compuşi ai sulfului (în esenţă — sulfaţi), ca urmare a activităţii biologice din apele oceanice şi a schimburilor dintre aceste ape şi atmosferă.

Tot în atmosferă este emanat şi H_2S. provenind din descompunerea bacteriană a substanţelor organice, ca şi din activitatea vulcanilor.

Circuitul biogeochimic al S se desfăşoară printr-o interacţiune indisolubilă a circuitului hidrologic cu procese-fizico-chimice şi cu cele biologice Acest circuit este înfăţişat schematic în figura 73, a cărei citire este mai

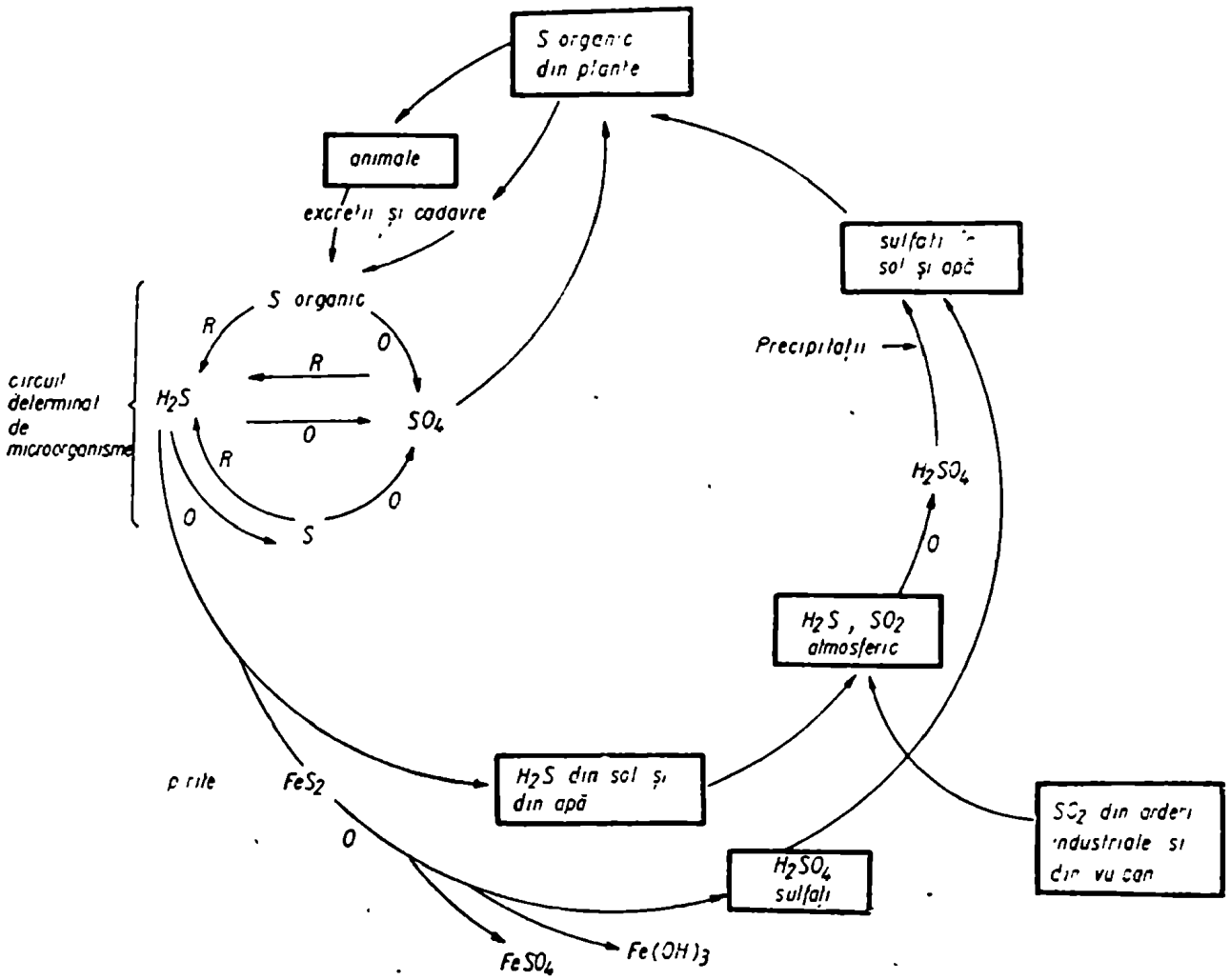


Fig. 73. Circuitul global al sulfului.

comod să se înceapă de la pătrunderea în atmosferă a H_2S şi a SO_2. Primul din aceste gaze, odată pătruns în atmosferă, este repede oxidat şi transformat şi el în SO_2 iar acesta, la rîndul său, în prezenţa apei, este transformat în acidul sulfuric şi antrenat de precipitaţii pe suprafaţa Pămîntului unde, în prezenţa cationilor, se transformă în sulfaţi. Din acest moment intervin factorii biologici : sulfaţii solubili sînt absorbiţi de plante şi încorporaţi în aminoacizi şi în alte substanţe proteice. Din plante S ajunge în organismele animalelor. Excretele animalelor, cadavrele acestora ca şi ale plantelor sînt supuse mineralizării de către diferite grupe de bacterii şi alte microorganisme. În funcţie de condiţiile mediului, mai ales de *p*H şi de prezenţa sau absenţa oxigenului, procesele de mineralizare se pot desfăşura în sensul reducerii sau al oxidării S şi a compuşilor săi. Astfel, în condiţii de anaerobioză, deci în condiţii reducătoare (R în schemă) mi-

croorganisme ca *Escherichia, Proteus,* determină transformarea S din substanțe organice în sulfuri, inclusiv în H_2S, care în condiții de oxigenare (O în schemă), este transformat în sulf elementar. Atît H_2S cît și S elementar, sub influența bacteriilor sulfoxidante *(Beggiatoa,* specii de *Thiobacillus, Chromatium, Chlorobium)* sînt transformați în sulfați care pot fi absorbiți de plante sau eventual pot fi spălați de apă și să ia calea ciclului hidrologic. În condiții reducătoare, atît sulfații cît și S elementar pot fi transformați în sulfuri (*Desulfovibrio, Aerobacter* etc.). H_2S rezultat din activitatea microorganismelor se poate degaja în atmosferă sau se poate transforma în sulfuri de fier (pirită). Cercetări de laborator și în teren (Howarth, 1979) arată că în mlaștini sărate sînt condiții foarte favorabile pentru formarea piritei care reprezintă produsul final principal de reducere a sulfaților. Acest din urmă proces este forma principală de respirație în metabolismul ecosistemelor din mlaștini sărate. De remarcat faptul că formarea acestei sulfuri, în condiții reducătoare, se face adesea prin extragerea fierului din fosfați de fier, insolubili, care se transformă în fosfați de calciu, solubili și deci, utilizabili de către plante. Este un exemplu al interpătrunderii și al controlului reciproc al circuitelor unor elemente diferite. În această ordine de idei trebuie menționat că, de pildă, *Thiobacillus denitrificans* oxidează sulful sau thiosulfați cu ajutorul oxigenului extras din nitrați în prezența $CaCO_3$. Rezultă sulfați de Ca și eliberarea azotului molecular (denitrificare). Pe această cale bacteria dată obține energia necesară reducerii CO_2 spre a utiliza C.

Revenind la momentul din schemă cînd, ca urmare a circuitului bacterian, se formează H_2S și piritele, trebuie menționat că procesul are loc adesea în sedimente bogate în substanță organică (resturi vegetale abundente) în care întregul oxigen este consumat în descompuneri, creîndu-se condiții reducătoare. Din această cauză piritele adesea se găsesc în formațiuni sedimentare ce acoperă zăcăminte de cărbuni de pămînt. În cazul în care piritele ajung la suprafață, în contact cu aerul și cu apa (condiții de oxidare), ele se transformă în sulfat de fier, acid sulfuric, care cu diferiți cationi din apă sau sol produce diferiți sulfați și în hidroxid de fier. Aceasta se întîmplă în cazul exploatărilor miniere.

Sulfații parțial iau calea circuitului hidrologic iar parțial devin utilizabili de către plante. Toate aceste substanțe, ajunse în apă, determină poluarea intensă a lor.

În unele ecosisteme acvatice H_2S poate dobîndi un rol ecologic de primă importanță. În mod obișnuit, în ape „normale", H_2S format prin descompuneri anaerobe ale substanțelor organice nu persistă multă vreme, datorită circulației mai ales verticale ale apei, diurne sau sezoniere, determinată de diferențe de temperatură (respectiv de densitate) sau (și) de vînt. În urma acestui proces se produce un aport de oxigen dinspre suprafață, care duce la oxidarea H_2S și transformarea lui în sulfați.

Dar, în unele condiții particulare, cînd o asemenea circulație este împiedicată, în straturile de fund se produce o concentrare masivă de H_2S, blocînd dezvoltarea vieții, care persistă doar sub forma bacteriilor sulfat-reducătoare.

Așa se întîmplă în unele zone răsăritene ale Deltei Dunării, unde mari suprafețe de apă sînt acoperite cu plaur — împletituri groase (adesea peste 1 m) de rizomi de stuf, rădăcini ale diferitelor plante, nămol, detritus. În apa de sub plaur nu se produce oxigenarea din care cauză are loc acumularea de H_2S.

Cînd apele încep să scadă, apa de sub plaur se scurge parțial prin gîrle. De pildă, gîrla Împuțita, de lîngă Sulina a căpătat acest nume tocmai din cauza mirosului de H_2S provenit din apele de sub plaur din zonă, pe care le drenează gîrla, spre Marea Neagră. Din cauza H_2S, sub plaur lipsesc atît organismele planctonice cît și cele bentonice.

Un exemplu tipic al acestui fenomen îl reprezintă Marea Neagră. Este o mare aproape închisă, în sensul că legătura ei cu Mediterana este foarte slabă, determinată de adîncimea mică a strîmtorii Bosfor. Pe la fundul acestei strîmtori, apele sărate ale Mediteranei pătrund în M. Neagră, iar la suprafață, apele mai dulci se scurg spre Mediterana. Apa sărată se lasă la fundul M. Negre și, fiind mai grea, împiedică formarea curenților verticali. La suprafață, pînă la o adîncime de circa 200 m, apele sînt mai dulci ($S‰ < 20$), fapt determinat și de aportul masiv de ape dulci de către fluviile afluente (Dunărea, Nistrul, Niprul, Don). Aceasta face ca, începînd de la adîncimea situată între 150—200 m unde cantitatea de H_2S ajunge la peste 0,1 ml/l și pînă la fund unde depășește 5 ml/l, viața (cu excepția bacteriilor anaerobe) să lipsească.

Influența activității umane asupra circuitului biogeochimic al sulfului este considerabilă și aceasta la scară planetară. Deși cifrele exacte nu sînt stabilite, o ideie ne putem forma din bilanțul aproximativ al intrărilor și ieșirilor sulfului în și din atmosferă. Din totalul intrărilor în atmosferă, care se estimează la circa 550 milioane tone, arderilor industriale le revin circa 150 milioane tone sulf sub formă de SO_2 și H_2S.

Aproximativ aceeași cantitate — 550 milioane tone ies anual din atmosferă datorită precipitațiilor.

La cantitatea de sulf eliminat în atmosferă în urma arderilor industriale mai trebuie adăugate însemnate cantități de compuși ai sulfului, introduși în circuit prin minerit, prin industria chimică, prin intensificarea descompunerilor anaerobe ale substanțelor organice ca urmare a eutrofizării lacurilor și a acumulării crescînde a deșeurilor organice.

VI

DETERIORAREA ŞI PROTECŢIA MEDIULUI

RELAŢII GENERALE OM-BIOSFERĂ

Omul este un produs al evoluţiei ecosferei, în care rămîne integrat deoarece existenţa lui este indisolubil legată de cea a altor specii şi a întregului înveliş viu al planetei.

Dar, dacă evoluţia tuturor celorlalte specii se datorează doar acţiunii unor legi biologice (în primul rînd selecţiei naturale), în procesul apariţiei şi evoluţiei speciei umane acţionează, pe lîngă legi biologice, o nouă categorie de legi — legile sociale, a căror bază este reprezentată prin procesul muncii. Acest proces a permis confecţionarea uneltelor, folosirea mai bună a resurselor naturale, a determinat transformarea radicală a raporturilor omului cu mediul (comparativ cu cele ale altor specii), conferindu-i o serie de trăsături ecologice cu totul noi. Compararea unora din aceste trăsături cu cele ale altor specii apare ca deosebit de semnificativă pentru înţelegerea relaţiilor omului cu ecosfera.

Datorită numărului şi mai ales prin stăpînirea ştiinţei şi a tehnologiei, omul a devenit specie dominantă în ecosferă, putînd transforma mediul, adaptîndu-l la nevoile sale, în timp ce la celelalte specii procesul este invers — speciile se schimbă adaptîndu-se la mediu.

Datorită acestei situaţii omul a ieşit de sub acţiunea legilor luptei pentru existenţă cu alte specii cît şi de sub acţiunea competiţiei biologice intraspecifice (Bakker, 1980).

În acelaşi timp însă, omul rămîne o parte componentă (un subsistem) a sistemului ecosferei. Ca atare, modificările unor trăsături ale ecosferei determinate de om, pînă la urmă, se reflectă şi asupra lui însăşi.

Această poziţie în cadrul ecosferei implică alte trăsături ecologice ale speciei umane.

Astfel, în timp ce orice specie (cu excepţia celor a căror răspîndire este legată direct de activitatea umană) este localizată geografic şi ecologic, în anumite ecosisteme în afara cărora nu poate exista, omul nu este legat de un anume ecosistem, ci este răspîndit în întreaga ecosferă.

Acţiunea oricărei specii asupra mediului său — ca extindere şi intensitate — este limitată de cadrul ecosistemului, sau eventual al unui biom şi este controlată (echilibrată) în mod automat prin necesitatea coexistenţei cu alte specii, precum şi prin mecanisme homeostatice, ecologice,

intrinseci. În cazul omului, această acțiune este practic nelimitată și necontrolată, iar prin intensitatea ei a ajuns să echivaleze cele mai impresionante forțe de rang planetar.

Multe mecanisme de autocontrol populațional nu mai funcționează la specia umană deoarece și-au pierdut rolul adaptativ, selecția naturală, fiind, în mare măsură, înlocuită prin factori sociali. În primul loc trebuie menționată înmulțirea necontrolată, care prin corelație duce la creșterea tot mai accelerată a necesităților și a tuturor activităților umane.

Orice specie poate exista într-un ecosistem, atîta timp cît produsele activității sale (cataboliții) sînt eliminate din mediul în care trăiește, ceea ce practic se realizează prin utilizarea acestora ca surse de hrană pentru alte specii. Ca urmare, procesele din ecosistemele naturale au un pregnant caracter ciclic. Spre deosebire de această situație, deșeurile activităților umane se acumulează în mare măsură, neputînd fi reintroduse în ciclurile biogeochimice în ritmul în care sînt produse.

Într-o privință însă, acțiunea omului asupra naturii se aseamănă cu a celorlalte specii : este aproape la fel de inconștientă. Pare paradoxal acest lucru, dar examinarea lucidă a relațiilor îl confirmă.

Pentru a avea dreptul să opereze un om, viitorul medic studiază ani de zile anatomia normală și patologică, fiziologia, fiziopatologia și multe alte discipline legate de cunoașterea structurii și a modului de funcționare a organismului uman. În același timp, oamenii intervin brutal în structura și funcționarea „organismului" mult mai complex, delicat și fragil al naturii, cunoscînd mai nimic despre anatomia și fiziologia lui.

Rezultatul tuturor acestor trăsături care determină o influență tot mai puternică a omului asupra întregii ecosfere, este situația de criză în relațiile omului cu ecosfera din care face parte.

Esența acestei crize stă în deosebirea dintre strategia ecosistemelor naturale și cea a omului.

Examinînd procesul succesiunii ecologice am văzut că tendința generală a ecosistemelor naturale este de sporire a intrărilor de energie în sistem, realizată prin creșterea diversității și de aici a stabilității ecosistemului față de factori perturbatori (Botnariuc — 1979, Botnariuc și Soran, 1981). Din punct de vedere al intereselor omului, unul din efectele cele mai importante ale acestei strategii este reducerea productivității biologice nete care tinde către zero în fazele de maturitate (cele mai stabile) ale ecosistemului, cînd, practic toată producția este consumată de componenții săi ($P/R \rightarrow 1$). De subliniat că stabilitatea ecosistemelor naturale înseamnă nu numai menținerea structurii și a modului de funcționare a biocenozei, ci și a condițiilor abiotice — clima, structura solului, regimul hidrologic.

Spre deosebire de această strategie a naturii, strategia societății umane constă în realizarea unei maxime productivități a ecosistemelor, cu exploatarea tot mai intensă și mai extinsă a resurselor naturale, atît biologice cît și nebiologice. În satisfacerea acestei tendințe intervențiile omului în echilibrele sensibile și fragile ale naturii subminează nu numai existența normală și supraviețuirea multor specii care dispar sub ochii noștri, dar însăși economia și chiar existența omenirii.

Evident că din contradicția celor două strategii se ridică cu întreaga gravitate problema modului cum trebuie exploatată în mod rațional natura, în așa fel încît s-o folosim (progresul socio-economic nu poate fi oprit) dar în același timp să-i sporim resursele pe măsura nevoilor ome-

nirii, cum trebuie să ocrotim natura împotriva distrugerii. Aceste probleme capitale nu pot fi rezolvate decît pornind de la cunoașterea concretă, profundă a speciilor de plante și animale, a activității populațiilor acestor specii, a biocenozelor și ecosistemelor, a legilor după care se constituie structura lor, după care funcționează ele, a rețelei complexe de interacțiuni care leagă populațiile într-un tot armonios și determină cantitatea și calitatea producției biologice. Numai această cunoaștere ne va putea feri de greșeli grave în imixtiunile noastre în viața biocenozelor, ne va da posibilitatea utilizării optime a legităților naturale și ne-ar putea ajuta să reparăm unele din greșelile comise.

Trebuie însă subliniat că simpla cunoaștere a realităților ecologice, oricît de precisă și temeinică ar fi, nu este suficientă pentru realizarea acestui deziderat.

Pentru traducerea lui în fapt este la fel de necesară cooperarea între state, măsuri organizatorice pe plan internațional, deoarece problemele de rezolvat sînt globale, ele nu cunosc frontierele statale, ci privesc întreaga ecosferă. Organismele internaționale — Uniunea internațională pentru conservarea naturii (U.I.C.N.) programul internațional Om — Biosferă (M.A.B. — Man and Biosphere) — reprezintă începutul unei asemenea acțiuni. La aceasta trebuie adăugat că, în diferite state, inclusiv în țara noastră, apar legislații tot mai ferme, menite să organizeze protejarea și exploatarea rațională, științifică a naturii. Însă, eficiența acestor măsuri naționale și internaționale depinde nu numai de gradul de cunoaștere a naturii, a ecologiei în special, dar și de conștiința fiecărui om în parte privind rolul și locul său în relațiile cu mediul în care trăiește. Pentru aceasta, ecologia trebuie să devină o componentă necesară a educației tineretului și a întregii populații.

*
* *

De cele mai multe ori, vorbind despre impactul omului asupra mediului înconjurător, se fac referiri la poluare. În realitate agresiunea omului depășește mult sfera poluării și de aceea este mai corect să vorbim de căi diferite de deteriorare a mediului. Poluarea este una din ele. La aceasta trebuie adăugate o serie de alte căi de deteriorare, ca : extragerea din ecosisteme a unor componenți abiotici sau biologici, introducerea de elemente biologice — floristice sau faunistice care duc la schimbarea echilibrelor ecologice, a structurii trofice, a productivității biologice ; modificări ale unor întregi biomi prin mari construcții sau lucrări hidrotehnice sau hidroameliorative ; desfășurarea unor activități generale ale omului afectînd în diferite moduri cele mai variate ecosisteme.

Vom examina pe rînd aceste diferite căi de deteriorare a mediului și a căilor de protecție, nu însă înainte de a atrage atenția că, aceste căi de deteriorare nu acționează separat în timp și spațiu, ci de cele mai multe ori agresiunea se exercită simultan asupra diferitelor componente ale unui ecosistem, asupra ecosistemului întreg, asupra complexelor de ecosisteme și cu atît mai mult asupra ecosferei luată în ansamblu. De aceea după examinarea căilor de deteriorare și a factorilor concreți din cadrul fiecărei căi, vom prezenta o privire sintetică asupra efectelor resimțite de către sisteme din diferite nivele de organizare.

DETERIORAREA ECOSISTEMELOR PRIN POLUARE

Poluarea reprezintă o modificare mai mult sau mai puțin dăunătoare pentru om sau (și) pentru speciile din ecosistemele naturale sau (și) artificiale, a factorilor mediului (abiotic, biologic), ca rezultat al introducerii în mediu a poluanților care reprezintă deșeuri ale activității umane.

Poluanții pot fi substanțe chimice (pesticide, țiței, gaze, metale, substanțe organice etc.), factori fizici (căldură, zgomote, radiații ionizante etc.) sau biologici (germeni patogeni).

Deși fenomenele și procesele poluării sînt de o mare diversitate și complexitate, se pot desprinde unele caracteristici generale ale poluării :

— Fiind consecință a activității umane, poluarea crește (se intensifică și se complexează) datorită creșterii numerice a omenirii, datorită creșterii necesităților umane în ritm mai accelerat decît al creșterii numerice, datorită dezvoltării de noi tehnologii ;

— După datele existente caracterul creșterii poluării este exponențial, ca de altfel și al factorilor care o generează ;

— În prezent nu cunoaștem limitele admisibile ale poluării (pentru securitatea omului, a ecosistemelor majore și a ecosferei) deoarece nu cunoaștem capacitatea de suport a ecosistemelor și cu atît mai puțin a ecosferei ;

— Există o tendință generală de subestimare a importanței poluării, a stabilirii măsurilor de control, ca și a limitelor admisibile. Deși cauzele acestei tendințe sînt multiple (costul ridicat, ignoranța etc.), cea mai importantă dintre ele pare a consta în faptul că, de cele mai multe ori, există un decalaj în timp și spațiu, adesea considerabil, între pătrunderea poluanților în mediu și efectele lor ecologice. Acest decalaj se datorează modului de desfășurare a proceselor ecologice (circuitele geochimice, biogeochimice, concentrarea unor poluanți în lungul lanțurilor trofice etc., circulația aerului, apei). Lipsa unor efecte imediate a deversării unor poluanți (ex. pesticide, îngrășăminte, gaze în atmosferă, metale grele, radionuclizi etc.) și ignorarea proceselor ecologice care determină amînarea momentului apariției acestor efecte, creează impresia falsă a caracterului inofensiv al factorilor respectivi.

POLUAREA CU PESTICIDE

Este foarte dificil, dacă nu chiar imposibil de dat o definiție corectă și completă a ceea ce se numește pesticid, pentru că aici sînt grupate substanțe foarte variate din punct de vedere chimic, atît anorganice cît și organice, folosite singure sau în amestec cu alte chimicale sau organisme patogene (Hobart, 1977).

Ceea ce le este comun este funcția lor utilitară, de aceea din acest punct de vedere ele pot fi definite ca substanțe utilizate pentru combaterea speciilor considerate ca dăunătoare economiei sau (și) sănătății omului. Evident este o definiție antropocentrică și deci subiectivă.

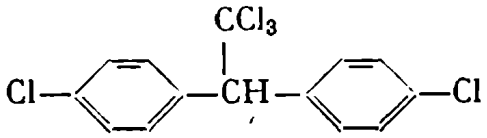
Descoperirea și diversificarea pesticidelor utilizate astăzi a început în timpul și mai ales după cel de-al doilea război mondial, cînd s-a trecut la producția pe scară largă a insecticidelor organoclorurate și organofosforice, erbicidelor, fungicidelor, raticidelor etc. de mare eficacitate și

adesea foarte selective în distrugerea anumitor grupe de microorganisme (fungi, bacterii), plante superioare, animale nevertebrate sau mamifere.

O ideie despre diversitatea acestor produse ne dă faptul că numărul de substanțe active cu efect pesticid a depășit 600, iar numărul de produse comerciale (în care substanțele active pot fi sub diferite forme, în diferite amestecuri) a trecut de 100 000. Producția anuală a depășit 1,5 milioane tone.

Răspîndirea cea mai largă o au pesticidele organoclorurate, grup din care face parte DDT și diferiți derivați ai lui.

Din punct de vedere chimic, DDT este diclor-difenil-triclor-etan :



Ca produși înrudiți putem cita *gamexan* (hexaclorciclohexan) prescurtat HCH, *metoxiclor, aldrin* (de la numele chimistului K. Alder), *dieldrin* (de la numele chimistului O. Diels) etc. De menționat că în sol, aldrinul se transformă în dieldrin. Din același grup fac parte și alți produși ca endrin, heptaclor, toxafen, lindan, clordan etc.

Acești compuși organocloruranți, ca de altfel și multe alte pesticide, posedă o serie de însușiri caracteristice care explică diseminarea lor pe scară globală. Au o mare stabilitate chimică în condițiile mediului natural, degradarea producîndu-se încet : DDT are timpul de înjumătățire de circa 20 ani ; sînt greu solubili în apă și foarte solubili în grăsimi, ceea ce face ca să se depoziteze în grăsimea plantelor și animalelor. Sînt destul de volatile, se adsorb lesne pe particule din sol, din apă, din aer, putînd fi transportați la mari distanțe. Din atmosferă astfel pot ajunge din nou pe uscat sau în apă, atît prin precipitații cît și prin cădere.

Mecanismele de acțiune fiziologică asupra organismelor nu se cunosc decît parțial la unele substanțe și doar la unele organisme. Astfel, în privința organocloruratelor (mai ales DDT) se știe că acționează asupra sistemului nervos și a metabolismului hormonilor sexuali la nevertebrate, asupra sistemului nervos la vertebrate. S-a stabilit că la păsări dereglează metabolismul Ca : inhibînd ATP-aza (sursa de energie !), blochează transportul ionilor de Ca prin membrane ; inhibă o altă enzimă — carboanhidraza de care depinde depunerea carbonatului de calciu în coaja oului, periclitînd reproducerea. Pot avea efecte mutagene și cancerigene.

Compușii organofosforici sînt extrem de toxici, inhibă enzime, afectează sistemul nervos atît la insecte și alte artropode precum și la homeoterme : inhibă colinesteraza care descompune acetilcolina — mediatorul chimic al influxului nervos. În acest fel, influxul nervos nu se mai întrerupe ci continuă accentuîndu-se, ducînd la dezorganizarea mișcărilor, spasme, convulsii și moarte. Desigur, efectele fiziologice depind atît de substanța activă folosită cît și de organismul afectat. Astfel, s-a constatat că asupra larvelor de *Chironomus dorsalis* (diptere, chironomidae) unele pesticide organoclorurate au efecte hemolitice, iar cele organofosforice acționează asupra sistemului nervos (Korostîlev, 1979). La midiile din M. Neagră DDT administrat în concentrații de 10 100 și 1 000 micrograme/l afectează activitatea piruvat dehidrogenazei și a succinat dehi-

drogenazei şi deci dezechilibrează metabolismul hidraţilor de carbon (Kostîlev şi Petrov, 1979).

Tot mai multe cercetări din ultima vreme arată că diferite pesticide, ca de altfel şi alte substanţe, au efecte foarte dăunătoare asupra vertebratelor şi mai cu seamă a celor superioare, inclusiv omul.

Zamfir (1980) sintetizînd o bogată literatură de specialitate arată că „pesticidele, decelate astăzi în unele produse alimentare, sînt incriminate a determina afectări ale funcţiei de reproducere a organismului, precum şi a induce efecte mutagene, teratogene şi cancerigene" (pag. 64).

Cercetări efectuate pe şobolani arată că pesticidele organoclorurate (DDT, lindan, heptaclor, aldrin, dieldrin, endrin, clordan etc), în funcţie de doza administrată, de vîrsta animalelor, de substanţa folosită sau de amestecul de substanţe — afectează funcţiile gonadelor, fertilitatea, reduc numărul puilor născuţi, provoacă malformaţii la embrioni, tumori, mutaţii atît în celule germinale cît şi în cele somatice. Trec în laptele matern şi de aici la puii care sînt alăptaţi.

Efecte mutagene, teratogene, anomalii în reproducere, prolificitate — au fost constatate şi în cazul pesticidelor organofosforice şi carbamice.

Importante şi complexe sînt efectele asupra plantelor. Tratarea experimentală a 7 specii de alge marine cu un produs organoclorurat (PCB) în conc. de 1—100 microgr./l a dus la inhibarea diviziunilor celulare — intensitatea depinzînd de conc. şi de durata expunerii. La 5 din speciile testate s-a constatat o importantă scădere a fotosintezei. Mecanismul acţiunii nu se cunoaşte precis dar se presupune că pesticidul acţionează asupra reacţiilor de lumină a procesului fotosintezei (Harding, Phillips, 1978). Acelaşi efect de inhibare a fotosintezei îl are DDT (conc. 0,05—0,1 mg/l) asupra unor plante acvatice ca *Potamogeton perfoliatus* şi *Ceratophyllum demersum*. Se constată scăderea conţinutului de clorofilă şi pigmenţi carotenoizi, inhibarea asimilării CO_2 (Şokodjko şi colab., 1978). La stuf (*Phragmites communis*) s-a constatat că DDT şi alte pesticide duc la scăderea capacităţii de absorbţie şi la restructurări metabolice în diferitele părţi ale plantelor (Merejko şi colab., 1978).

Nu toate concluziile privind influenţa pesticidelor sînt univoce. Cercetînd acţiunea pesticidelor asupra fito- şi zooplanctonului din ape dulci, Braghiskij şi colab. (1979) ajung la concluzia că, în funcţie de concentraţia pesticidului, organismele planctonice pot fi inhibate sau stimulate. Temperatura are şi ea un rol important. Asociaţia planctonică, luată ca întreg, are o mare capacitate de tamponare a efectului pesticidelor prin aceea că dispar sau scad unele grupe de organisme — ca de pildă, cladocerii, se modifică activitatea componentelor bacterioplanctonului, se modifică ciclurile biogeochimice ale N şi P. Rezultatul poate fi îmbogăţirea apei în aceste elemente şi creşterea biomasei fitoplanctonului.

În unele cazuri apar rezultate neaşteptate. Astfel, testarea influenţei unor insecticide organofosforice şi organoclorurate, folosite contra ţînţarilor, în privinţa influenţei lor asupra fixării N atmosferic şi a creşterii cianoficeelor a arătat că insecticidele duceau la creşterea cantităţii de clorofilă, intensificarea fixării N liber, creşterea numărului heterociştilor faţă de cel al celulelor vegetative (Wurtsbaugh, Apperson 1978). Aceste consecinţe nu-şi au explicaţie precisă dar s-ar putea să fie vorba de unele efecte secundare, după cum vom vedea în acest paragraf.

Efectele ecologice, economice şi sanitare. În decursul timpului, ca de altfel şi în zilele noastre, diferiţii dăunători animali şi vegetali sau dife-

riți agenți patogeni, afectînd culturile, animalele domestice sau omul — aduceau pagube considerabile, uneori adevărate catastrofe în economia și viața oamenilor. În Irlanda, pe la mijlocul secolului trecut a apărut mana cartofului *(Phytophthora infestans)*, distrugînd această sursă de bază în alimentația populației. Rezultatul — circa 250 000 morți de foame și emigrarea în masă a populației în America de Nord. Apariția făinării viței de vie *(Oidium tukeri)* în Franța a produs un dezastru economic scăzînd la mai puțin de 1/4 producția de vin, ruinînd viticultorii, determinînd emigrări masive, mai ales în Africa de Nord. La începutul acestui secol gărgărița capsulelor de bumbac *(Anthonomus grandis)* a distrus practic toate culturile de bumbac din Mexic și S.U.A., ruinînd un mare număr de fermieri. Fără a intra în alte detalii este suficient să amintim adevărate dezastre economice pricinuite de filoxeră, de gîndacul din Colorado, de alți numeroși dăunători agricoli și forestieri, de malarie, tripanozomiaze, tifos exantematic etc., ca să ne dăm seama că apariția în anii 40 și diversificarea pesticidelor a reprezentat o mare speranță. În adevăr, speranțele au fost justificate deoarece, în prima perioadă (primii 10—20 ani) de aplicare a pesticidelor (mai ales DDT), multe din aceste flageluri au fost stăvilite, au intrat în declin și chiar, în unele cazuri, au fost eradicate. Dar curînd au apărut diferite efecte secundare, complexe care nu au fost prevăzute.

Amploarea, gravitatea și complexitatea problemelor apar limpede din următoarele trei exemple, referitoare la sănătatea omului.

Malaria — a fost și continuă să fie un adevărat flagel mai ales în zonele tropicale. În țările din zona temperată și mediteraneană, utilizarea DDT a dus la o puternică scădere a morbidității cauzate de malarie, iar unele cazuri practic la eradicarea bolii (tab. 18).

TABEL 18

Morbiditatea cauzată de malarie în cîteva țări, înainte și după introducerea DDT-ului (după Heimisch și colab., 1976).

Țara	Anul	Nr. de îmbolnăviri
Turcia	1935	peste 1 189 000
	1969	circa 2 200
Italia	1945	circa 411 600
	1968	40
România	1948	circa 338 200
	1969	5
Bulgaria	1946	circa 144 500
	1969	10

Alta este situația din țările tropicale. De pildă, în India după o campanie de eradicare în anii 1960, s-a produs o scădere a numărului de cazuri, dar apoi, slăbirea campaniei și apariția rezistenței țînțarilor la DDT a dus la o nouă creștere : în 1974 erau 2,8 milioane cazuri. În Sri Lanka, în 1946 erau 2,8 milioane cazuri, prin tratamente cu DDT numărul lor a scăzut la 110 în 1961, pentru ca în 1968—1970 să crească la circa 1,5 milioane.

În Africa se estimează că aproximativ 1 000 000 copii mor anual de malarie.

Problema s-a complicat prin apariţia rezistenţei la insecticide a ţînţarilor vectori ai malariei (fig. 74). Primele semnalări ale rezistenţei apar la *Anopheles sacharovi* în Grecia (1950) şi la *An. quadrimaculatus* în S.U.A. (1949). În 1955 este semnalată rezistenţa la dieldrin a speciei *An. gambiae*, cel mai important vector al malariei în Africa.

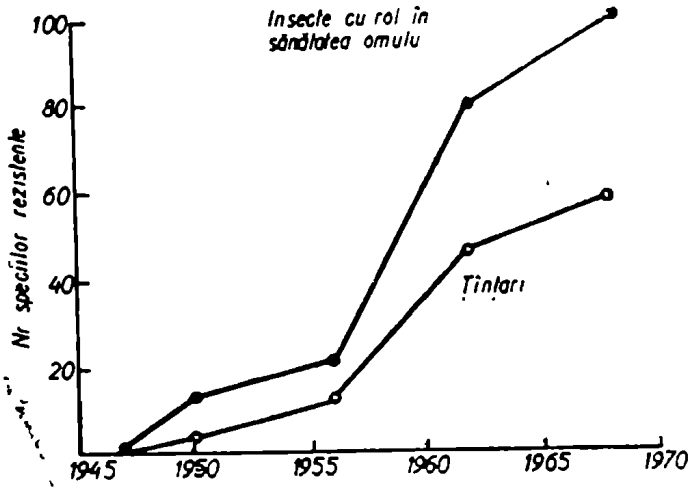


Fig. 74. Creşterea numărului de specii de insecte cu rol în sănătatea omului, care au devenit rezistente la insecticide. (După Ottaway, 1980).

În 1976, 24 specii de ţînţari vectori ai malariei erau rezistenţi la DDT, 44 la BCH, 6 la organofosforice, 1 la carbamaţi, iar *An. albimanus* din Salvador (America Centrală) este rezistent la toate cele 4 grupe de insecticide. De subliniat că a apărut şi o rezistenţă „comportamentală" : ţînţarii care, de obicei se adăpostesc şi atacă în interiorul locuinţelor, acum o fac în aer liber, probabil din cauza unor însuşiri repelente a insecticidelor cu care se tratează locuinţele (Service, 1977).

Tripanosomiaza, răspîndită în Africa, în America de Sud şi Centraiă, afectează milioane de oameni precum şi creşterea vitelor în mari zone din Africa. În Africa de Vest ea este vehiculată de dipterul *Glossina palpalis* iar în Africa de Est de *G. morsitans*. La om produce boala somnului — cu grave tulburări generale şi mortale, la vitele domestice (copitatele sălbatice sînt imune) produce boala mortală *nagana*.

Din cauza modului de reproducere al vectorilor (nu depun ouă ci larve, una cîte una) combaterea trebuie făcută global, ceea ce afectează complex întreaga biocenoză (vezi mai departe) (Busvine, 1977).

Amintim filariozele provocate de vermi nematozi (subord. *Filariata*) —răspîndite în Africa, Asia, America de Sud şi Centrală. Nematozii adulţi trăiesc în vasele limfatice ale omului, iar formele larvare (microfilarii) — în sistemul circulator — ziua în pulmoni, noaptea — subcutanat de unde sînt preluate, cu sînge, de vectori — ţînţari şi mai ales diptere simuliidae. Provoacă boala elefantiasis. O formă de filarioză este onchocercoza, provocată de *Onchocerca volvulis* — care poate provoca orbirea. În Africa este vehiculată de *Simulium damnosus* ale cărei larve trăiesc în apa repede curgătoare (viteza > 50 cm/s). Se estimează că în toate continentele această boală afectează circa 20 milioane oameni. În bazinul fluviului Volta (Africa), pe o suprafaţă de aproape 700 000 km^2, circa 1 milion de oameni sînt afectaţi de ea, din care 70 000 sînt parţial sau total orbi. Se încearcă combaterea cu un produs organofosforic (temefos) a stadiilor larvare (deci acvatice), cu numeroase riscuri pentru întreaga biocenoză a apelor ca şi pentru calitatea acestora (Lévéque, Odei, Pugh, 1977).

Faptele citate arată importanța considerabilă a găsirii unor mijloace eficiente de combatere a dăunătorilor, agenților patogeni și a vectorilor acestora. De asemenea, aceste fapte arată realizările importante obținute prin folosirea pesticidelor, într-o serie întreagă de cazuri.

Curînd după introducerea pe scară largă a pesticidelor, datorită însușirilor menționate la începutul paragrafului, au apărut, s-au extins și s-au intensificat efecte biologice secundare pe cît de neașteptate pe atît de grave, cu efecte locale și globale.

În primul rînd, răspîndirea pesticidelor a devenit globală. Aplicate pe toate continentele, ele sînt duse de fluvii în oceane, unde ajung și din atmosferă prin apa de precipitații. Au fost identificate în grăsimea pinguinilor și a balenelor din apele Antarcticii. Faptul nu este de mirare deoarece hrana principală a balenelor o reprezintă Krill-ul (crustaceul *Euphausia superba)* în care DDT a fost identificat în conc. de 0,004—0,0645 mg/g (Lakowski, 1978).

Diferite pesticide au fost identificate în cei mai diferiți componenți animali și vegetali din cele mai diferite mări și oceane. În mările închise, ca de pildă Mediterana, concentrația organocloruratelor și a altor pesticide ajunge de 5—20 ori mai mare decît în Oceanul Atlantic. La fel în M. Baltică, M. Japoniei (Ramade, 1976). În apele de coastă ale Pacificului în dreptul S.U.A. s-a identificat DDT (2,3—5,6%); în zona Insulelor Hawaii DDT (3,6—9,0%) dieldrin (1,0%), lindan (0,9%) (Ernst, 1975).

Determinări de reziduuri DDT în apa de precipitații făcute în jurul anului 1970 dădeau cifre între 80 ppt și 1 000 ppt. Dacă acceptăm doar limita inferioară, înseamnă că pe suprafața oceanului cad anual cam $2{,}4 \cdot 10^1$ tone metrice de DDT. În realitate, cantitățile pătrunse în ocean trebuie să fie mult mai mari deoarece de atunci producția și utilizarea pesticidelor au crescut considerabil iar în ocean cantități mari pătrund și prin apa fluviilor unde ajung mai ales de pe terenuri agricole. În brațele principale ale Deltei Dunării — Chilia, Sulina, Sfîntu Gheorghe — cantitatea de HCH (izomerii α și γ) este cuprinsă între 0,38—2,52 ppb. Apa canalelor și ghiolurilor interioare conține 0,94—4,12 ppb, cantitățile maxime fiind în canale care adună ape din zone agricole, (Polizu et al., 1975). Determinări făcute în Cehoslovacia arată că în apa potabilă cantitatea de organoclorurate ajunge la 120 ppt, iar în Dunăre, 6—197 ppt (Sackmaufrová et al., 1977). Dacă luăm ca cifră medie pentru brațele principale ale Dunării 1,5 ppb și ca debit mediu multianual al apelor Dunării 6 000 mc/s. (Banu și Rudescu, 1965), rezultă că Dunărea varsă anual în M. Neagră circa 186 tone HCH.

Acumulări importante de pesticide se produc și în soluri. Se estimează că, în medie, solurile cultivate, primesc anual cam 30 mg/m^2 DDT. Desigur, o parte a acestui produs ca și a altor pesticide este spălată de ape, dar o parte importantă rămîne și, datorită marei remanențe, se acumulează în soluri. Astfel s-a constatat că după 380 zile de la tratare cu DDT pierderile lui din sol erau doar de 14—19%. Acumularea face ca solurile din S.U.A. să conțină în medie 168 mg DDT/m^2 (Zamfir, 1975). În solurile lutonisipoase din Delta Dunării, conținutul de reziduuri de HCH și DDT este de 50—122 ppb (Polizu et al., 1975).

Un efect negativ deosebit de important al acumulării pesticidelor în sol îl reprezintă distrugerea rîmelor. Aceste animale, care în solurile arabile din zona temperată, în medie, realizează o biomasă de 300 kg subst. uscată/ha, desfășoară o intensă activitate care, pe diferite căi, contribuie

la creşterea fertilităţii şi la menţinerea structurii solului. Ele sînt foarte sensibile la pesticide şi se constată diminuarea lor masivă şi chiar dispariţia din multe zone, ceea ce se soldează cu pagube economice, deoarece lipsa rîmelor trebuie compensată prin îngrăşăminte şi diferite măsuri agrotehnice (Bouché, 1974).

Desigur, ca valori absolute, cifrele prezentate ale pesticidelor din sol şi din apă nu sînt mari. Dar, aspectul cel mai alarmant constă în acumularea pesticidelor în lungul lanţurilor trofice, de la baza lanţului (producători primari) către specii de vîrf.

Faptul este stabilit în cele mai variate ecosisteme.

Cîteva exemple alese din nenumărate existente. Într-o zonă mlăştinoasă din Long Island (S.U.A.) apa conţinea 0,00005 ppm DDT ; planctonul — 0,04 ppm, creveţii 0,16 ; anguila 0,28 ; peşti răpitori 2,07 iar pescăruşii 75, deci de 1,5 milioane mai concentrat decît în apă (Smith, 1974).

Prima verigă de acumulări o reprezintă plantele, iar procesul acumulării şi efectele lui diferă la diferite grupuri de plante. Cercetări experimentale pe alga *Scenedesmus quadricauda,* crescută în mediu cu clordan în conc. de 0,1—100 μg/l, au stabilit că după 24 ore, concentraţia clordanului în alge era de 6—15 mii ori mai mare decît cea iniţială din mediu (Glooschenko et al., 1979).

Potamogeton perfoliatus absoarbe DDT din apă fără posibilitatea de a frîna procesul astfel încît planta moare. Din contra stuful posedă mecanisme de protecţie, constînd probabil în capacitatea de declorinare a organocloruratelor, fapt care-l face să joace un rol important în purificarea apelor de aceste substanţe (Merejko et al., 1978).

Plantele ca şi detritusul sînt consumate de animale la care procesul de acumulare se accentuează. Astfel, în apa Dunării (Cehoslovacia), concentraţia de organoclorurate era de 0,006—0,197 μg/l, în sedimente 0,01—2,11 mg/kg, în plante acvatice 0,002—0,032 mg/kg, în peşti fitofagi 0,00—0,190 mg/kg, iar în peşti răpitori pînă la 2,58 mg/kg. Deci, în peşti concentraţia este de 1 000—10 000 ori mai mare decît în apă (Sackmaufrova et al., 1977).

Experienţe pe alge marine arată că ele concentrează DDT de 4 300—37 000 ori faţă de concentraţia din apă, lindan de 647 ori, moluştele concentrează DDT de 8 800 ori, dieldrin de 1 740 ori, endrin de 1 240 ori, heptaclor de 2 600 ori, lindan de 40 ori. *Euphausia pacifica* (crustaceu) concentrează DDT de 1 200 ori, *Nereis diversicornis* de 2 033 ori. În ficatul peştilor de lîngă coasta Californiei conţinutul de DDT era de 1 026 mg/kg, în ficatul peştilor din M. Baltică pînă la 18 mg/kg, iar în corpul sardelelor de lîngă coastele Spaniei dieldrin ajungea la 0,44 mg/kg (Ernst, 1975).

Moluştele, atît cele dulcicole cît şi cele marine absorb activ mari cantităţi de organoclorurate din apă şi din hrană (Yadav et al. 1978). Midiile din M. Neagră acumulează DDT în gonade şi hepatopancreas. Dar, ele au capacitatea de declorinare a DDT-ului şi transformarea lui în DDD. Pesticidul e reţinut mult timp în corp şi eliminat treptat. Aceasta face ca moluştele să fie un bun indicator pentru organocloruratele din mediul acvatic (Zaiţev et al., 1979).

Evident că la speciile carnivore de ord. II, III concentrarea va fi maximă. În unele cazuri, de pildă, păsările ihtiofage realizează concentraţii de 25 000 μg DDT pe kg, din greutatea corpului, iar coeficientul de concentrare ajunge în acest caz la 250 milioane.

Dacă ținem seama de efectele fiziologice (vezi la începutul acestui paragraf) ale pesticidelor, apare clar că prin acest proces de concentrare în lungul lanțurilor trofice se produc concentrații suficiente spre a dezorganiza reproducerea multor specii, mortalitatea în masă, reducerea procesului producției primare, într-un cuvînt dezorganizarea ecosistemului. Multe din lanțurile trofice naturale sînt deschise către om, fără să mai vorbim de produsele vegetale și animale din agrosisteme, care sînt tratate în mod sistematic cu cele mai diferite pesticide. Apare evident pericolul pentru sănătatea publică a folosirii pe scară largă a pesticidelor, mai ales a celor foarte toxice și cu mare remanență. Din această cauză într-o serie de țări se tinde către interzicerea utilizării lor.

Utilizarea pesticidelor, prin efectele lor ecologice și economice complexe și adesea neașteptate, ridică probleme foarte dificile. De pildă, în zona Sahel (fîșia de zonă aridă la limita sudică a Saharei) s-au aplicat măsuri drastice de combatere a mușteî țețe pentru a eradica boala nagana care împiedica creșterea vitelor. Ca urmare, șeptelul a crescut considerabil. A apărut fenomenul de suprapășunat care, în combinație cu perioadele secetoase, a dus la alterarea drastică a vegetației, reducerea și mai mare a precipitațiilor și deci la extinderea secetei care afectează această zonă (Busvine, 1977).

Un alt fenomen complex este apariția rezistenței dăunătorilor la acțiunea insecticidelor. Am arătat mai înainte cîte specii de țînțari au devenit rezistente la tratament. În prezent se cunosc sute de specii de dăunători care au devenit rezistenți. Dacă-la aceasta adăugăm faptul că paraziții dăunătorilor sau dușmanii lor carnivori — mai sensibili și cu înmulțire mai lentă, sînt distruși în primul rînd prin tratamente cu pesticide, înțelegem de ce acum în perioada pesticidelor, înregistrăm cele mai mari invazii ale dăunătorilor din cîte s-au cunoscut vreodată.

Efecte complexe asupra biocenozelor au tratamentele cu erbicide. În mediul acvatic, de cele mai multe ori ele se dovedesc nocive, nu numai pentru plantele vizate dar și pentru numeroase specii de animale. Un efect secundar care accentuează deteriorarea mediului acvatic îl reprezintă faptul că plantele moarte în urma tratamentului se descompun pe loc, ducînd la scăderea oxigenului din apă, ceea ce sporește mortalitatea animalelor (Robson et al., 1977, Scorkie et al., 1979).

Erbicidele (mai ales defoliante) au fost folosite de trupele S.U.A. în războiul din Vietnam. Distrugerile provocate vegetației și faunei au fost foarte grave iar în cazul tratării asociațiilor de mangrove practic ireparabile (Westing, 1977).

În calitate de erbicide sînt utilizate substanțe ce influențează creșterea, mai ales din grupul fenoxierbicidelor : 2,4 D (acidul 2,4 — diclorfenoxiacetic) și 2,4,5 — T (acidul 2,4,5-triclorfenoxiacetic). La fabricarea compusului 2,4,5, — T, ca un produs colateral rezultă substanța 2,3,7.8 — tetraclordibenzo-p-dioxin, care practic este totdeauna în amestec cu 2,4,5 — T. Dioxinul are efecte teratogene asupra noilor născuți la mamifere, inclusiv omul.

Din cele relatate se vede limpede că pesticidele afectează profund și complex structura și funcționarea rețelelor trofice și a ecosistemelor în întregul lor. De aici rezultă un alt aspect îngrijorător — afectarea circuitelor biogeochimice din ecosisteme și din ecosfera întreagă.

În adevăr, din faptul că pesticidele afectează negativ înmulțirea algelor și inhibă fotosinteza lor (după unele aprecieri o reduc cu 50%), rezultă

posibilitatea modificării profunde a circuitului mai multor elemente și în primul rînd a oxigenului și a carbonului : reducerea cantității de O_2 eliberat și a CO_2 consumat. Acest din urmă proces poate contribui la îmbogățirea atmosferei în CO_2 (vezi capitolul circuitul carbonului). Dar bilanțul carbonului ca și al altor elemente depinde și de descompunători — bacterii, actinomicete, fungi, care sînt și ei afectați de pesticide. Mineralizarea substanțelor organice este de o mare însemnătate planetară deoarece ea asigură reciclarea elementelor.

Țesuturile vegetale care formează masa principală de substanțe organice au drept principal component celuloza (45—80% din greutatea uscată), de aceea celuloliza este un proces esențial în circuitul carbonului. În acest proces se produce și mineralizarea altor hidrocarbonați ca lignina, amidonul, glucide mai simple, precum și a lipidelor. Substanțele fungicide și bactericide — afectînd activitatea grupelor respective de descompunători vor întîrzia considerabil revenirea carbonului și a altor elemente în circuit. Acțiunea diferitelor pesticide se exercită fie prin distrugerea multor descompunători, fie prin inhibarea celulazei. Unii dezinfectanți generali ai solului — ca vapamul distrug pentru multă vreme toate grupele de descompunători, suprimînd procesele de mineralizare. Și circuitul azotului este afectat practic în toate etapele sale.

Astfel, o serie întreagă de fungicide, insecticide și erbicide inhibă procesul de fixare a azotului de către fixatori liberi. Reducerea cantității de azot fixat poate apare și ca efect indirect : într-un sol populat cu rîme cantitatea de fixatori de azot este de 100 ori mai mare decît într-un sol fără galerii de rîme. Ori, am văzut mai înainte că rîmele sînt omorîte prin tratamente cu pesticide. De asemenea, numeroase pesticide din cele mai diferite grupe inhibă activitatea fixatorilor simbionți sau chiar îi omoară.

Evident că aceste efecte se soldează cu necesitatea creșterii cantității de îngrășăminte azotoase care să compenseze deficitul de N.

Unele substanțe larg utilizate, ca erbicidul 2,4 — D (acid 2,4 diclorfenoxiacetic) afectează plantele leguminoase și împiedică formarea nodulilor cu *Rhizobium* — oprind deci și fixarea azotului pe această cale.

O serie de pesticide inhibă procesul de descompunere a proteinelor și altor substanțe organice cu azot (proteoliza și amonificarea). Într-o serie de cazuri s-a constatat un efect stimulator al pesticidelor asupra procesului de amonificare. Natura acestui proces nu este clarificată pe deplin, dar cel puțin în unele condiții naturale s-a putut arăta că este un efect indirect : omorînd fauna din sol (sute de kg substanță uscată — inclusiv rîmele), acesta este îmbogățit cu substanțe azotoase. În primul an se produce o creștere a producției vegetale, dar apoi — o cădere bruscă.

Trebuie subliniat că un număr mare de pesticide dintre cele mai utilizate afectează procesele nitrificării care se dovedesc a fi extrem de sensibile la asemenea tratamente. Rezultatul unei asemenea inhibiții este acumularea în sol a amoniacului și a azotiților care sînt toxici pentru plantele de cultură.

Ținînd seama de utilitatea pesticidelor în combaterea diferiților dăunători sau factori patogeni ai plantelor, animalelor, și ai omului, dar în același timp de efectele negative adesea grave ca factor poluant local si global, cu profunde consecințe asupra stării multor ecosisteme, asupra economiei și sănătății umane, problema atitudinii față de pesticide este complexă. Producerea și utilizarea lor deocamdată nu pot fi oprite, dar sînt necesare măsuri severe de interzicere a utilizării substanțelor celor

mai periculoase — cele cu mare toxicitate, remanență și totodată dezvoltarea combaterii integrate în cadrul căreia pesticidele își găsesc o utilizare mai rațională.

POLUAREA CU PETROL

Hidrocarburile care apar în diferite medii de viață (atmosferă, hidrosferă, sol) pot fi de două proveniențe : diferite activități umane (arderi de combustibili fosili, a lemnului, manipularea și prelucrarea petrolului etc.) pe de o parte și procese naturale (descompuneri anaerobe de substanță organică, emanații de gaze naturale, ieșiri de petrol etc.) pe de altă parte.

Lăsînd de o parte procesele naturale generatoare de hidrocarburi în diferite medii și care au existat înainte și independent de activitățile umane, acestea din urmă reprezintă sursa cea mai importantă de poluare cu hidrocarburi atît a atmosferei cît și (mai ales) a hidrosferei.

În atmosferă pătrund hidrocarburile cele mai volatile, prin evaporarea diferitelor produse petroliere sau ca rezultat al arderilor industriale. Aceste hidrocarburi contribuie la formarea smogului (vezi pag. 324).

În hidrosferă hidrocarburile ajung din atmosferă, dar mai ales din scurgeri de țiței sau ale produselor de prelucrare a lui, la care trebuie adăugate cantitățile de țiței provenite din accidente ale petrolierelor. Se estimează că, din această din urmă sursă, pătrund în ocean circa 200 000 tone țiței. Această cifră este în creștere odată cu creșterea capacităților de transport ale petrolierelor. Dar, cantități mai mari provin din operații normale legate de extracția țițeiului (prin sonde terestre și marine), de transportul lui, de încărcări, descărcări, curățiri ale vapoarelor și mai ales debalastări ale petrolierelor (petrolierele după descărcare sînt lestate cu apă care este deversată cu o mare cantitate de reziduuri de țiței, înainte de a primi o nouă încărcătură de petrol). O mare cantitate de produse petroliere pătrunde în hidrosferă din scurgeri industriale și rafinării, fie direct în mare, fie prin rețeaua hidrografică a continentelor. Se estimează că pe toate aceste căi pătrunde în apele oceanice, anual o cantitate de 5—10 milioane tone petrol (Blumer, 1977).

Dacă ținem seama de faptul că o tonă de țiței brut acoperă cu o peliculă aproape moleculară 12 km^2 de apă, ne putem da seama de suprafața uriașă a hidrosferei afectată pe această cale.

Toxicitatea petrolului și a produselor petroliere este adesea subestimată. Cercetările din ultimul deceniu arată că, exceptînd unele produse cu înalt grad de puritate, toate fracțiile țițeiului sînt toxice pentru organismele marine. Blumer (1977) deosebește două categorii de efecte toxice : toxicitatea imediată și toxicitatea de lungă durată. Toxicitatea cu efect imediat este cauzată de 3 fracții. Prima o constituie hidrocarburile saturate. Sînt solubile în apă și la concentrații mici produc anestezie, iar la concentrații mai mari, moartea animalelor, mai ales a formelor tinere. O altă fracție o constituie hidrocarburi aromatice și ele solubile în apă și sînt cele mai toxice : benzenul, toluenul, xylenul, naftalenul, fenantrenul etc. A treia fracție formată din hidrocarburi olefinice — apare în produsele de rafinare și au toxicitate intermediară între primele două. De asemenea, s-a constatat că o serie de compuși — printre care 3,4 benzopiren — izolați din țițeiul din diferite zone (Kuwait, Libia, Venezuela, Golful

Persic), în conc. de 450—1 800 mg/tonă țiței brut, sînt carcinogeni.

Efectele toxice pe termen lung sînt mai complexe și greu de estimat. Ele constau în faptul că diferite fracții solubile în apă în concentrații adesea foarte mici, interferează cu numeroși mesageri chimici (exometaboliți, ectocrine) care, în mod normal, au o mare importanță în nutriția, apărarea, reproducerea multor animale acvatice. Ca urmare, se produc grave dezechilibre ecologice.

Adesea efectele pot fi indirecte, prin transmiterea produselor petrolifere toxice sau carcinogene în lungul lanțurilor trofice, dată fiind persistența mare a acestor produse (Blumer, 1977).

Petrolul, o dată ajuns în apă suferă o serie de transformări care determină și diferite efecte ale lui. Formarea peliculei la suprafața apei are ca un prim efect scăderea tensiunii superficiale la interferența apă-aer.

În această zonă trăiesc numeroase organisme planctonice, vegetale și animale — a căror activitate este în acest fel perturbată, multe din ele neputînd supraviețui. Un alt efect al acestei pelicule este scăderea cantității de lumină ce pătrunde în apă și de aici scăderea intensității fotosintetice a algelor sau altor plante. Majoritatea speciilor fitoplanctonice sînt grav afectate, ducînd la scăderea bruscă a producției primare. În același timp, întrerupîndu-se schimbul de gaze între apă și aer, se produce scăderea oxigenului solvit în apă. Chiar după dispariția peliculei de petrol, algele planctonice afectate mai grav se refac mai greu, iar locul lor este luat de altele mai puțin sensibile, producîndu-se profunde schimbări în structura biocenotică (Ramade, 1977).

Petrolul din peliculă suferă treptat o serie de transformări. Unele produse, cele mai volatile, se evaporă și ajùng în atmosferă (se estimează că aproximativ 25% din petrol se evaporă în decurs de cîteva zile). O parte importantă este treptat dispersată în apă, în particule mici, datorită agitației apei. Aceasta sporește considerabil suprafața de contact cu apa și deschide calea pătrunderii în diferite organisme acvatice. Unele substanțe din țiței trec în soluție. Unele fracțiuni sînt adsorbite de particule minerale sau organice și pe această cale pătrund în numeroase organisme animale filtratoare. Fracțiunile mai grele se sedimentează treptat, deteriorînd condițiile de viață bentonice.

Important de subliniat că, de cele mai multe ori, datorită acțiunii vîntului, pelicula de petrol este dusă spre zonele litorale, spre țărm, invadînd plajele, zonele litorale, stîncile, zonele scăldate de maree — deci tocmai zonele unde fauna și flora sînt deosebit de bogate.

Pentru multe din aceste specii produsele petrolifere sînt practic letale fie prin toxicitatea lor, fie prin ancrasarea organelor respiratoare sau a învelișurilor corpului. Aceasta face să piară un mare număr de crustacei, printre care și specii exploatate de om — (crabi, crevete, homari, languste), echinoderme, moluște și îndeosebi păsări.

Unele specii rezistă la impactul particulelor încărcate cu petrol, dar ele nu mai pot fi consumate de oameni din cauza mirosului pe care-l capătă. Așa se întîmplă cu unele moluște (stridiile) și cu unele specii de pești marini sau de apă dulce.

Mijloacele de luptă împotriva poluării cu petrol sînt dificile și pînă în prezent ineficiente practic, datorită complexității situațiilor în care apar. În cazul deversărilor în mare sau în ape dulci, situația se complică și prin faptul că, în prezența detergenților, produsele petrolifere sînt emulsionate, ceea ce sporește și mai mult penetrabilitatea și consecințele nega-

tive. De aceea tratarea cu detergenți a petrolului deversat în ape nu pare a fi eficientă. Eficientă ar fi prevenirea deversărilor și o mare grijă în manipularea produselor petrolifere.

POLUAREA CU METALE GRELE

Mercur

De multă vreme se știa că unii compuși ai mercurului, ca sublimatul corosiv ($HgCl_2$), sînt toxici, dar abia în ultimele decenii s-a constatat o toxicitate deosebit de mare a compușilor organomercurici, ca metilmercurul (CH_3Hg^+) și dimetilmercurul $(CH_3)_2Hg$) sau etilmercurul ($C_6H_5Hg^+$) și $(C_6H_5)_2Hg$.

Compușii metilmercurici provoacă aberații cromozomiale, trec prin placentă din corpul mamei în cel al fătului, afectează celulele nervoase ale creierului provocînd grave afecțiuni — ca orbire, deteriorarea coordonării nervoase, anomalii psihice, moarte. Mecanismul chimic al acestor procese pare a consta în afinitatea mare a mercurului față de sulful din moleculele proteice, ceea ce afectează tranzitul de ioni prin membrane, activitatea enzimatică, activitatea mitocondriilor etc.

Mercurul, fiind lichid și putîndu-se evapora, este singurul metal care se găsește în toate cele trei medii majore — apă, sol și atmosferă.

Sursele de mercur sînt atît naturale cît și din activitatea umană.

Minereul din care se extrage mercurul este cinabrul (HgS) iar producția mondială de mercur metalic este de circa 11 000 tone. Este folosit mai ales în industria chimică, în fabricarea vopselelor, a hîrtiei, a unor pesticide și fungicide, a unor produse farmaceutice, dezinfectanți etc. De pildă, în industria chimică printre altele, Hg este folosit la prepararea sodei caustice astfel încît la fiecare tonă de produs sînt deversate circa 250 g de Hg. O parte din acest Hg rămîne în sodă care este folosită și în unele ramuri ale industriei alimentare, ducînd și la contaminarea unor alimente. Din prelucrarea minereului, anual se elimină în atmosferă circa 10 000 t mercur metalic (vapori) și compuși metalici.

O altă sursă importantă de poluare cu Hg mai ales a atmosferei o reprezintă combustibilii fosili. De pildă, în cărbuni de pămînt s-a găsit Hg în concentrație de 0,28 ppm, iar în petrol 1,9—21 ppm. Se estimează că, prin arderea combustibililor fosili, se degajă în atmosferă anual circa 5 000 t Hg.

Deversările de Hg direct în hidrosferă sînt mult mai mici decît cele din atmosferă.

Semnalul de alarmă care a atras atenția opiniei publice și a cercetătorilor asupra pericolului intoxicării cu mercur a apărut în Japonia. Între anii 1953—1960, în satele de pescari din jurul Golfului Minamata din sudul Japoniei și din lungul rîului Agano din Japonia centrală, au fost afectați sute de oameni și peste 100 persoane au murit, prin paralizii și alte anomalii. Cercetările întreprinse au arătat că boala Minamata a fost determinată de intoxicare cu mercur provenit din deversările unor uzine dintre care cea de pe rîul Agano producea fungicide organomercurice. Hg concentrat în corpul peștilor a dus la intoxicarea populațiilor consumatoare de pește. Fenomene similare s-au produs cam în aceeași perioadă în Irak, unde populația a consumat semințe tratate cu fungicide organomercurice, în Pakistan, Guatemala (Goldwater, 1971).

Studiile întreprinse au arătat că, practic, un anumit nivel de contaminare cu Hg, are un caracter global și afectează atît mediul terestru, cît și cel acvatic. Datorită poluării se produc concentrări locale. În Suedia s-a constatat acumularea de mercur în corpul păsărilor granivore, avînd drept sursă semințele tratate cu fungicide organomercurice. Păsările carnivore preiau mercurul consumînd pe cele granivore. În Japonia, tratarea plantelor și a semințelor de orez (un aliment de bază) cu compuși ai mercurului ducea la creșterea de mercur în orez. Astfel boabele de orez netratat, conțin în mod normal, în medie circa 0,05 ppm Hg iar în cazul plantelor tratate, conținutul de Hg se ridică la 0,2 ppm. Conținutul de Hg în părul japonezilor, lîngă Tokio, era de 4,39—3,60 ppm, iar în părul pescarilor de ton ajungea la 19,9—9,9 ppm, cu maximum de 45,7 ppm. Acest fapt arată că sursa de mercur nu este doar orezul tratat ci și peștii (Tomizawa, 1977).

Sursele de mercur din apa oceanică sînt pe de o parte cele naturale — căderi din atmosferă, scurgeri de pe uscat și degazeificarea din scoarța pămîntului ; pe de altă parte — din activitatea omului prin deversări de ape poluate cu produși mercurici. Conținutul de Hg în apele oceanice de suprafață este de ~0,13 ppt, în planctonul marin <10 ppt, în pești ~0,01—2 ppm (Jernelöv, 1975). De altfel, concentrația este foarte variabilă atît în apă cît și în sedimente și organisme, de la loc la loc. Astfel, de pildă, în Marea Tireniană este de circa 100 ppt, în M. Ionică și M Egee 20—50 ppt, în largul deltei Ronului 1 700 ppt (Aubert et al., 1980). În sedimente din zona poluată a Marsiliei, concentrația Hg este de 14,5 ppm (Augier et al., 1980) iar în sedimente din două golfuri ale coastei texane, 49 ppm (Guthrie et al., 1979).

Plantele sînt capabile să concentreze Hg. De pildă, *Chlorella* poate concentra de 100—1 000 ori (De Fipps, 1978) iar *Posidonia oceanica* (frunze) — 51,5 ppm, ceea ce reprezintă de peste 3 ori mai mult decît în sedimente (14,5 ppm) (Augier et al., 1980).

Determinări făcute pe animale planctonice din Pacificul tropical (protozoare, hidromeduze, ctenofore, chetognate, copepode, amfipode, eufaziacee, larve de decapode, tunicate pelagice, larve de pești) arată concentrații variabile între 18 ppb (tunicate) și 125 ppb (ctenofore) (Hirota Reiichiro et al., 1979).

Același lucru și în privința organismelor bentonice. Unele dintre acestea sînt capabile să extragă din sedimente și să concentreze Hg în corpul lor, deosebit de activ. De pildă oligochetul dulcicol *Limnodrilus hoffmeisteri* extrage energic atît mercurul anorganic cît și pe cel metilat din sedimente iar procesul este corelat liniar cu densitatea viermilor. La densitatea de 1 g viermi la 1 g sediment, perioada de înjumătățire a cantității de Hg din nămol era de 2,98 zile, iar 1 g vierme la 70 g sediment — circa 200 zile. O asemenea specie poate duce la îndepărtarea Hg din sediment (Boddington, 1979). Dar, în același timp, ea poate determina o mai mare concentrare în lanțuri trofice.

Peștii mari răpitori ca tonul (g. *Thunnus*) și peștele spadă (*Xiphias gladius*) au conținutul cel mai mare. Există mari variații în conținutul de Hg din corpul peștilor din aceeași specie, din diferite locuri. Astfel, tonul din zona curenților ascendenți are un conținut mai mare decît în largul oceanului unde, de obicei, concentrația Hg nu depășește pe cea stabilită ca admisibilă în unele țări (0,5 ppm) (Jernelöv, 1975).

Factorul de concentrare a Hg în lungul lanțurilor trofice, mai ales în zonele poluate, poate fi uneori foarte mare. De pildă, în apele rîului Agano din Japonia Hg era în concentrație de 0,1 ppb, în fitoplancton de 10 ppm și de 40 ppm în pești, factorul de concentrare fiind de 400 000. În Golful Minamata, factorul de concentrare la pești ajungea la 500 000.

În cele mai multe cazuri, Hg este deversat în formă anorganică sau compuși organici diferiți de metilmercur. El devine periculos și deosebit de toxic prin metilare — proces care se produce în apă și mai ales în sedimente datorită activității microorganismelor (bacterii aerobe și anaerobe, ciuperci). Metilarea duce la formarea mai ales a mono- și di-metil mercurului. Dintre acești compuși organomercurici, dimetilmercurul e slab solubil în apă, este foarte volatil, se degajă ușor din apă în atmosferă, unde sub influența radiațiilor UV se transformă în forma metalică (vapori), putîndu-se răspîndi la mari distanțe și ajunge în ape și soluri neafectate direct de deversări. Monometilmercurul se acumulează în organisme și de aceea devine periculos. Raportul dintre mono- și dimetilmercur, în apă, depinde de *p*H-ul apei : la $pH > 8$—9 se formează dimetilmercur, la $pH < 6{,}0$ monometilmercur. Această relație este foarte importantă : ea arată că, în apele acidificate, datorită precipitațiilor încărcate cu compuși rezultați din transformările SO_2 în atmosferă (acidul sulfuric, sulfați) (vezi paragraful Poluanți chimici ai atmosferei), va fi favorizată formarea și concentrarea (în sediment, apă, organisme) a monometil mercurului.

Din examenul făcut se poate conchide că, în primul rînd, mediul natural, mai ales cel acvatic, conține o anumită cantitate de Hg, cantitate la care viețuitoarele s-au adaptat în decursul evoluției speciilor ; în al doilea rînd, deși cea mai mare parte a Hg provenit din activitatea umană se degajă în atmosferă, prin migrare și transformare el ajunge în mediul acvatic unde se acumulează mai ales în organisme sub forma unor produși foarte toxici, iar în cazul unor concentrări locale, coeficientul de concentrare poate fi foarte mare ; în al treilea rînd, în ecosisteme se pot produce fenomene de intoxicare cu mercur în urma utilizării fungicidelor organomercurice. Datorită activității umane nivelul global al contaminării mediului cu mercur înregistrează tendința de creștere.

Cercetări efectuate pe diferite animale arată că toxicitatea compușilor organici și anorganici ai mercurului este diminuată sau chiar anulată prin introducere de Seleniu. Seleniul duce la scăderea nivelului Hg din organe, schimbă distribuția lui pe țesuturi și legarea mercurului de către proteinele solubile. Acest efect se datorează competiției Se cu Hg pentru grupele SH ale proteinelor (Martoja et al., 1980).

Plumbul

Plumbul este folosit în numeroase industrii. Extracția anuală a acestui metal se ridică la circa 2,5 milioane tone. Deșeurile de Pb după utilizări ale lui ajung în sol, atmosferă, hidrosferă. În atmosferă, Pb ajunge mai ales odată cu gazele de eșapament ale motoarelor cu explozie deoarece în benzină se adaugă tetraetilul de plumb ca moderator de explozie. Cantitatea de Pb arsă anual în acest fel este de peste 300 000 t.

Din atmosferă plumbul ajunge în sol și în apă. În apa de ploaie s-a determinat 40 μg Pb la litru, iar în ceață — 300 μg Pb la litru de condensat (Barbier, 1976). În prezent producția de Pb sub forma de aerosoli este de circa $15 \cdot 10^{11}$ g anual (Jernelöv, 1975).

Scurgerile de apă de pe continente transportă şi ele însemnate cantităţi de Pb, fie în formă insolubilă, adsorbit de particule organice şi anorganice, fie în formă solubilă.

În mediul terestru (Phipps, 1978), în zonele unde concentraţia de Pb este mai mare (zonele de extracţie, unele zone industriale), o serie de specii sînt eliminate, în schimb plantele rezistente la aceste concentraţii pot prospera şi reprezintă indicatori pentru Pb, cum este *Amorpha canescens*.

În lungul şoselelor, creîndu-se concentraţii mai mari de Pb în atmosferă, în vegetaţia de pe margini Pb ajunge la 250 ppm, iar la distanţa de 50 m de şosea, 50 ppm.

Pb din sol este absorbit de plante şi se acumulează în rădăcini, iar cel din atmosferă ajunge pe, şi în frunze, de unde poate fi preluat de animale fitofage. Mamiferele ierbivore reţin cam 1% din plumbul astfel consumat.

Determinarea cantităţii de Pb din inelele de creştere ale arborilor (mai ales din zonele urbane), precum şi din straturile anuale ale zăpezilor veşnice sau ale gheţarilor din zonele arctice, arată creşteri semnificative, mai ales în ultimele decenii. De pildă, în ultimii 2 800 ani, Pb din gheţarii din Groenlanda a crescut de 500 ori, creşterea cea mai mare fiind de la introducerea tetraetilului de Pb în benzină.

Omul preia Pb atît prin respiraţie, din atmosferă (cam 15 μg zilnic) şi mai ales prin alimente (cam 300 μg/zi), (fig. 75).

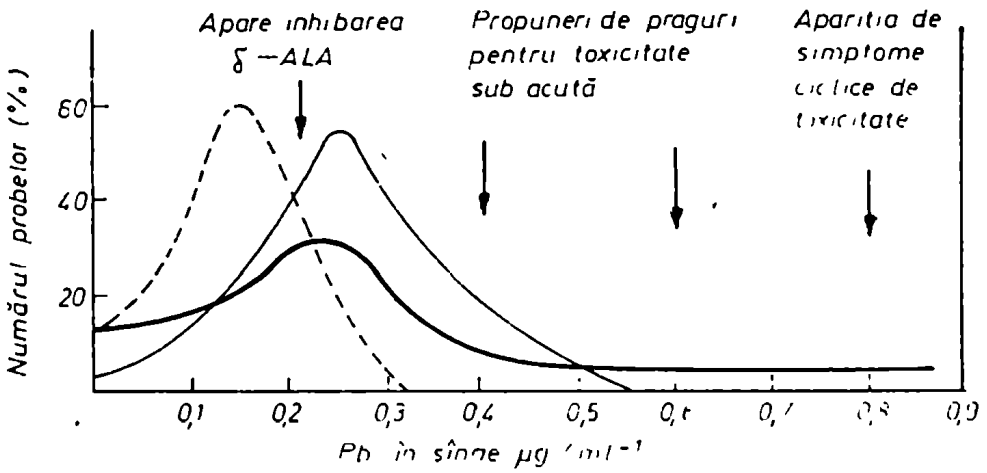


Fig. 75. Distribuţia plumbului în sîngele unei populaţii urbane:
-------- bărbaţi adulţi locuind în suburbii (Philadelphia, 1961);
———— bărbaţi adulţi din centrul oraşului (Philadelphia, 1961);
— — — — copii din zona Manchester (1966—1967);
(După Ottaway, 1980).

În mediul oceanic, Pb ajunge din scurgeri de pe continente cît şi din atmosferă. Se apreciază că prin scurgeri în ocean pătrund $5 \cdot 10^{11}$ g Pb anual (Jernelöv, 1975). Pb legat de particule în suspensie se depune în zonele litorale mai apropiate de coasta continentelor şi doar particulele cele mai fine ajung la adîncimi mai mari. Compuşii solubili ajung în largul oceanului.

Pb, atît din sedimente cît şi din masa apei, fie că e vorba de ape dulci sau marine, poate intra în cicluri trofice, fiind acumulat cu intensităţi variabile de diferite specii, în funcţie de concentraţia lui în mediu şi de alţi factori. Astfel, în lacurile Mazuriene (Polonia) s-a constatat că stuful (*Phragmites australis*) realizează, la începutul sezonului de vegetaţie, pînă în luna mai, concentraţia de Pb pînă la 3,4 ppm de substanţă uscată. Către

toamnă concentrația scade la 0,5 ppm. Papura realizează concentrații și mai mari (Kufel, 1978).

În lacul de acumulare Opfinger de pe Dunăre din R.F.G., Pb împreună cu alte metale grele (Hg, Cd, Co, Cu etc.) provenite din ape reziduale industriale, ajunge la concentrații critice la tubificide și chironomide bentonice și la conținut ridicat în ficatul de lișiță (Hölzinger, 1977).

În mediul marin concentrația de Pb este variabilă. De pildă, în largul Mediteranei este de 0,5—2 ppb ; în marea Ligurică cam 5 ppb ; lîngă Corsica 6—11 ppb, în rada Marsiliei și în larg în dreptul Ronului 5—10 ppb (Aubert et al., 1980).

Din apă, din suspensii, din sedimente, Pb este preluat de diferite organisme. Filtratorii au un rol important în acest proces. De exemplu, în golful Triest, conținutul de Pb din midia *Mytilus galloprovincialis* era 3,9—9,5 ppm substanță uscată, în timp ce în apa mării era de 0,29—2,15 ppb, factorul de acumulare era de ~2 300 (Marletta Giuliana et al., 1979). Cercetări experimentale făcute pe aceeași specie, tot în golful Triest (Majori et al., 1978) arată că acumularea Pb, ca și a Hg, se produce pînă la realizarea echilibrului cu conținutul lor din mediu. Pb din sedimente ajungea la 414 ppm. S-a constatat o corelație directă între concentrația Pb (ca și a Hg) în sedimente și în midii, ca de altfel și în alte organisme marine. De aici rezultă și o concluzie practică : midiile pot reprezenta un bun indicator pentru aprecierea conținutului de metale grele în mediu.

Și alte moluște acumulează Pb și alte metale grele. Cercetări efectuate în zona coastelor Libanului (Shiber et al., 1978) arată că moluștele ca *Patella coerulea, Brachydontes variabilis* și *Monodonta turbinata* realizează o concentrație de Pb între 31,8—53,0 ppm substanță organică în timp ce în apă concentrația era doar de 0,36 ppm, deci factorul de concentrație ~150.

După cum se poate constata din datele prezentate, ele nu concordă la diferiți autori, probabil din cauză că nu se cunosc bine factorii de care depinde procesul de acumulare a Pb ca și a altor metale în corpul plantelor și animalelor.

Pb este un metal toxic. O mare parte din Pb ingerat de mamifere (inclusiv omul) este excretată, iar din cel absorbit o parte importantă este imobilizată în oase și păr unde este mai puțin dăunător, iar o altă parte se acumulează în ficat. Acțiunea toxică a Pb constă în inhibarea dehidrogenazei acidului aminolevalinic din eritrocite, ceea ce provoacă anemie. Intoxicările cronice cu Pb duc la tulburări ale sistemului nervos.

Zincul

Acest metal este introdus în mediu din diferite procese industriale și alte activități umane, atît sub formă stabilă cît și radioactivă (^{15}Zn), în variate stări și forme fizico-chimice. Spre deosebire de Cd și Hg, din aceeași grupă chimică și care sînt foarte toxici, Zn este un microelement indispensabil tuturor organismelor, dar în unele împrejurări poate deveni și toxic.

Necesitatea Zn rezultă în primul rînd din faptul că el intră în alcătuirea unui număr important de enzime ca anhidraza carbonică care catalizează reacția ce transformă CO_2 în ion de bicarbonat :

$$CO_2 + H_2O \rightarrow HCO_3^- + H^+$$

care reprezintă unul din cele mai importante mecanisme de tamponare a *p*H-ului mediului intern al multor animale ; carboxipeptidaza, aminopep-

tidaza, dipeptidaza — care hidrolizează legăturile peptidice ; fosfataza alcalină, α — amilaza, alcooldehidrogenaza etc.

Un om cu dietă normală, consumă zilnic aproximativ 20 mg Zn din care cam jumătate este absorbită, iar un organism adult conține cam 2 g Zn din care 1/4—1/3 se fixează în piele și în oase iar restul în diferite organe și mai ales în pancreas (posibil să aibă funcția de stabilizare a moleculei de insulină), ochi, organele genitale masculine, spermatozoizi și mai ales în sînge (plasmă, eritrocite, leucocite). Carența de Zn duce la tulburări ale sistemului reproducător masculin și la variate deficiențe congenitale la descendenți (Phipps, 1978).

Cantitatea de Zn din apele naturale este foarte variabilă după diferite zone. Astfel în apele superficiale din largul Mediteranei Zn este în concentrație de 0,9—2,7 ng/l (ppt) (Huynh-Ngoc et al., 1979), iar la gurile Dunării și în apele de coastă ale M. Negre 0,1—0,5 mg/l (ppm) (Șerbănescu et al., 1979).

Diferite organisme concentrează Zn în cantități mult mai mari decît cele necesare funcționării lor normale. Astfel, la alge coeficientul de acumulare a Zn ajunge la 10^4 și variază după condiții ecologice și vîrsta plantei. S-a constatat că și algele moarte pot face schimb de Zn cu mediul (Ivanov et al., 1979). Acest fenomen al acumulării și eliminării Zn de către organismele moarte (plante și animale — crustacei) arată că un asemenea schimb nu este legat de procese metabolice (Polikarpov, redactor, 1977).

Faptul că Zn este acumulat în exces de către diferite organisme a fost dovedit atît prin calcularea cantității de Zn necesară pentru funcționarea normală a organismelor cît și experimental. Astfel, ^{65}Zn introdus prin injectare în crustacee eufauzide, se localiza în spații intercelulare și în celule, se acumula în exces și nu era metabolizat. Din stridii, se îndepărta prin dializă 96% din Zn conținut fără ca aceasta să ducă la scăderea activității fosfatazei alcaline — enzimă ce conține Zn. Nu se cunoaște pînă în prezent rolul acestui exces de Zn din organisme. Prin urmare, cantitățile de Zn determinate din diferite organisme nu reflectă necesarul lor în acest element.

Determinări făcute pe diferite plante și animale la gurile Dunării și în M. Neagră (Policarpov red., 1977) arată următoarele (în mg/kg subst. uscată) : *Cladophora siwaschensis* 12,8 ; *Cyanophyta* 20,0 ; *Chara aculeolata* 20,3 ; *Zostera minor* 16,0—25,4 ; *Ceratophyllum demersum* 12,5 ; *Potamogeton fluitans* 27,2 ; *Potamogeton filiformis* 19,8 ; *Unio pictorum* (părțile moi) 112 ; *Limnaea stagnalis* (total) 17 ; *Astacus leptodactylus* 5 ; *Silurus glanis* 13 (mușchi) și 27 (viscere și branhii) ; *Cyprinus carpio* 79 (viscere) ; 17,8 (icre) și 106 (solzi) ; *Trachurus mediterraneus pontium* (stavridul mic) 43,1.

De subliniat că de la loc la loc, conținutul de Zn din organisme variază foarte mult, cum arată cantitățile de Zn determinate din midie în Golful Triest și care variază între 27—654 mg/kg substanță uscată (Majori et al., 1979).

Există și date care indică toxicitatea Zn. Astfel s-a stabilit toxicitatea sulfatului de Zn, ca și a altor metale (Cu, Cd, Ni, Mn) asupra puietului de *Daphnia magna,* iar efectul toxic crește cu două ordine în intervalul de t° între 25—30° (Șcerbani, 1977). De asemenea, experiențe efectuate cu *D. magna, Acanthocyclops viridis, Asellus aquaticus, Cloeon dipterum* (efemeropter) și acarieni acvatici — arată că sensibilitatea acestor animale la sulfații de Zn, de Cu, Cd, Ni, Mn este cea mai mare la dafnii și

scade în ordinea în care au fost citate. Față de sărurile încercate s-a dovedit că efectul toxic al Zn este mai mare decît al Ni, și Mn și mai mic decît al Cd și Cu. Și în acest caz efectul toxic crește brusc la 25—30 °C (Braghinski et al., 1978). Zn în concentrație de 155 μg/l ducea la o considerabilă scădere a ritmului de creștere a midiei *(Mytilus galloprovincialis)*. În combinație cu Cd, efectul toxic era diminuat (Pavicic, 1977).

Cadmiul

Acest metal are o puternică acțiune toxică asupra organismelor, deși efectele variază mult de la specie la specie. Printre alte efecte se cunoaște că este letal pentru spermatozoizi. În rinichii unor mamifere a fost identificat un complex alcătuit din proteină cu Zn și Cd. Deși nu se cunoaște exact funcția lui, se bănuiește că ar putea reprezenta o cale de detoxificare a organismului, împiedicînd antrenarea Cd în alte căi metabolice (Phipps, 1978).

În apele marine, conținutul de Cd este mai ridicat în zonele de coastă 0,05—1 ng/g. În apele de larg concentrația scade : 0,01—0,05 ng/g. În sedimente de adîncime în Atlanticul de Nord, Cd ajunge la concentrație de 225 μg/g (Jernelöv, 1975).

În apele dulci concentrația Cd este mai mare decît în mări. Cd pătrunde în organisme prin hrană și prin suprafața corpului și se acumulează selectiv în diferite țesuturi, unde parțial se leagă de molecule proteice, altă parte rămîne liberă. Pătrunderea Cd în organisme este intensificată prin creșterea temperaturii și scăderea S% (Lake, 1979).

Factorul de concentrare a Cd de către animalele marine, față de apa mării, variază de la 100 la 1 000. Unele plante, ca și unele animale, suportă concentrații considerabile ale Cd fără efecte dăunătoare vizibile. De pildă, în condiții experimentale, planta acvatică *Montia rivularis* realiza concentrații de 434 μg/g substanță uscată, *Elatine hexandra* — 127 μg/g (Reiniger, 1974). În rinichii unor mamifere acvatice (foci) s-a determinat Cd în concentrații de 500 μg/g. În zooplanctonul din zona arhipelagului Galapagos, concentrația Cd este în jur de 10 μg/g, iar în peștele *Halobates robustus*, care se hrănește cu plancton, concentrația Cd ajunge la 100—200 μg/g (Chong et al., 1979).

În același timp numeroase cercetări experimentale arată toxicitatea Cd. Experiențe pe *Daphnia galeata mendotae* arată că DL_{50} (doza letală pentru 50% din indivizii populației) în 96 și 48 ore era respectiv 30 și 40 μg/l (Marschall, 1979). Experiențe pe *Daphnia pulex* (Bertram et al., 1979) arată că longevitatea animalelor scade începînd cu concentrația de 5 μg/l, scade numărul indivizilor reproducători, numărul puilor/individ, ca și durata medie a unei generații.

Toxicitatea Cd variază în funcție de componența chimică a mediului și de la specie la specie. Astfel, DL_{50} în 96 ore pentru crustacee dulcicole, amfipodul *Austrochiltonia australis* și creveta *Paratya tasmaniensis*, a fost de 0,015 și 0,0148 μg/l resp. Creșterea conținutului global de ioni din soluție determină scăderea toxicității Cd pentru *A. australis*, dar nu și pentru *P. tasmaniensis*. Adăugarea de $CaCl_2$ și $MgCl_2$ ducea la scăderea toxicității Cd pentru ambele specii. Ca^{++} inhibă creșterea concentrației de Cd în organismele studiate (Lake et al., 1979). S-ar putea ca acest antagonism între Cd și Ca să ofere o explicație a lipsei de toxicitate a Cd la unele organisme.

Cele cîteva fapte citate arată cît de complexe sînt efectele poluării mediului prin pătrunderea Cd, ținîndu-se seama de interacțiunea lui cu numeroși factori biologici, ca și abiotici.

Alte metale

Prin diferite activități industriale (minerit, industria metalurgică, chimică etc.) se introduc în ecosistemele terestre, iar din acestea, prin scurgeri, în ecosistemele acvatice, inclusiv în mediul marin și oceanic, numeroase alte metale, sub forma unor compuși de o mare diversitate. Cunoașterea rolului lor biologic este foarte lacunară. Se știe că unele din ele sînt indispensabile activității normale a organismelor. Unele metale, ca și cele analizate anterior, intră în alcătuirea diferitelor enzime. Astfel, Fe este indispensabil pentru că intră în alcătuirea citocromilor (participă la fosforilarea oxidativă), a peroxidazei (catalizează oxidarea diferitelor substraturi), a catalazei (catalizează descompunerea perhidrolului și eliberarea oxigenului molecular). Fe intră în structura hemoglobinei.

Mg intră în alcătuirea pirofosfatazei, a ATP-azei, a kinazelor (catalizează reacții de transfer a unor grupuri de la un substrat la altul). Participă la structura clorofilei.

Mn intră în structura unor kinaze.

Ca intră în structura proteazei — care hidrolizează nespecific legătura peptidică, de asemenea în structura α — amilazei.

Mo — intră în structura unor enzime ca aldehidoxidaza, nitratreductaza, nitrogenaza etc.

Cu — intră în structura tirozinazei și a altor enzime, precum și în structura hemocianinei — pigmentul respirator al moluștelor.

Co — intră în structura vitaminei B_{12}.

Se cunoaște că insuficiența unora din aceste metale produce grave tulburări funcționale ale organismelor. Astfel, carența de Mn determină cloroza plantelor deoarece el este implicat în procesul fotosintezei ; la animale carența de Mn duce la deformări ale oaselor, la sterilitate, ataxii.

Carența de Cu poate duce la anemie, iar insuficiența lui din sol determină ataxie la oi, la stricarea calității lînei.

Carența de Co determină grave îmbolnăviri la rumegătoare.

Carența de Cr provoacă grave tulburări metabolice și genetice deoarece acest metal participă la reglarea nivelului glucozei în sînge, a colesterolului, la biosinteza lipidelor, aminoacizilor și a acizilor nucleici.

Dar în același timp se știe că o serie din aceste și din alte metale sînt toxice și acțiunile multora se interferează fie cu alte metale, fie cu alte substanțe, în moduri foarte variate.

Astfel unii compuși conținînd Cu sau As — sînt folosiți ca pesticide și au o mare toxicitate. As tinde să înlocuiască P în unii compuși organici, producînd grave dereglări. Se este de asemenea, toxic înlocuind S din unele substanțe proteice. Cr peste o anumită limită devine letal.

Multe din aceste metale realizează concentrații mai mari în apele din zonele litorale ale oceanelor și mărilor, datorită scurgerilor de pe continente. De asemenea, local în mediu terestru, datorită activităților umane, se pot produce concentrații semnificative ale unora din ele, influențînd structura și funcționarea biocenozelor.

În cea mái mare măsură dereglările pricinuite de aceste metale se datoresc activității omului care le introduce în circuite biochimice locale sau globale în exces față de concentrații normale la care speciile sînt adaptate.

ALȚI POLUANȚI CHIMICI

Îngrășăminte

Dezvoltarea agriculturii moderne intensive este indisolubil legată de utilizarea îngrășămintelor, cele cu K, N, P ocupînd locul principal.

Efectul poluant al îngrășămintelor rezultă din faptul că unele din ele conțin numeroase impurități toxice, iar, de obicei, sînt folosite în cantități excesive. Fiind solubile în apă, atît impuritățile cît și excesul de îngrășămînt neutilizat de plante, este spălat și ajunge în ape freatice, în apele rîurilor, lacurilor, în apa potabilă și deci la om.

TABEL 19

Impurități din superfosfați (după Barrows, 1966, din Ramade, 1977)

As	2,2	—	1,2 ppm
Cd	50	—	170
Cr	66	—	243
Co	0	—	9
Cu	4	—	79
Pb	7	—	92
Ni	7	—	32
Se	0	—	4,5
Va	20	—	180
Zn	50	—	1 490

Superfosfații (ortofosfați solubili, nepurificați) conțin numeroase impurități (tabelul nr. 19) dintre care multe sînt toxice.

Efectul poluant cel mai intens îl determină utilizarea în exces a azotaților. Commoner (1972) oferă date elocvente în această privință. În statul Illinois (S.U.A.) între anii 1945 și 1948 cînd s-au folosit foarte puține îngrășăminte azotoase, recolta medie de porumb a fost de 50 baniță la acru [1] de teren.

În 1958, folosind circa 100 000 tone îngrășăminte azotoase, s-au obținut în medie, 70 baniță/acru. Deci, pentru creșterea recoltei cu 20 baniță/acru (40%), cantitatea de îngrășăminte a crescut aproape de 100 000 ori. În 1965 au fost folosite 400 000 t, recolta crescînd la 95 baniță/acru. Cu alte cuvinte, pentru o creștere a recoltei cu încă 25 de baniță (35%) sporul de îngrășăminte a fost de 300 000 tone (300%).

Cu cît plantele se apropie de limitele fiziologice ale productivității, eficiența utilizării îngrășămintelor scade, iar consecința excesului nu s-a lăsat așteptată : concentrația de azotați în mai multe rîuri a crescut semnificativ, ca și în apa unor așezări omenești.

Caracterul dăunător al excesului de nitrați și al prezenței lor în apele pînzelor freatice, a rîurilor, constă în intensificarea procesului de eutrofizare (vezi paragraf. următor) iar prezența lor în apa potabilă este periculoasă pentru sănătatea omului : nitrații în condiții reducătoare — de pildă în timpul trecerii prin intestin — se transformă în nitriți care sînt toxici. Ei se combină cu hemoglobina, dînd methemoglobina care nu poate fixa oxigenul. Consecința — apar grave anemii. La copii, nitriții pot da

[1] Un acru=4 051 mp ; o baniță americană are capacitatea de 35,24 l.

tulburări nervoase. Cercetări recente au arătat că ionii NO_2 pot reacționa cu diferiți compuși aminați din intestin, dînd nitrosamine care sînt cancerigene.

Limita maximă admisibilă de azotați în apa potabilă a fost fixată de către FAO și OMS la 10 ppm, iar în alimente la 75 ppm.

EUTROFIZAREA

Eutrofizarea este o formă a poluării ecosistemelor, mai ales a apelor continentale stătătoare, prin introducere a unor cantități excesive de nutrienți, ca urmare a activității umane. În ultima vreme procesul s-a extins și a început să afecteze și unele bazine maritime.

Procesul de îmbogățire în nutrienți a apei lacurilor se desfășoară și în condiții naturale, determinînd succesiunea ecologică și trecerea lacurilor de la tipul oligotrof la eutrof. Dar, în timp ce acest proces natural se desfășoară într-un timp foarte îndelungat, eutrofizarea determinată de om este un proces rapid, care determină schimbări succesive și profunde ale stărilor ecosistemului, ducînd la degradarea lui.

Mecanismul ecologic general al acestui proces este relativ simplu. Nutrienții principali responsabili ai eutrofizării sînt în primul rînd fosforul (care în condiții naturale, de obicei este în cantități mici și reprezintă factorul limitant al dezvoltării vegetației), apoi azotul. Creșterea concentrației lor în apă determină o înmulțire rapidă a algelor iar în zonele litorale din lacuri și în alte ape de adîncime mică — a macrofitelor acvatice.

Procesul este însoțit adesea și de schimbarea structurii calitative a fitoplanctonului prin creșterea dominanței cianoficeelor. Resturile plantelor se depun iar descompunerea lor de către organisme mineralizatoare duce la consumul și adesea dispariția (periodică sau permanentă) a oxigenului în sedimente și în straturile de lîngă fund ale apei. Carența de oxigen duce la sărăcirea sau chiar dispariția faunei bentonice și la înlocuirea descompunătorilor aerobi prin cei anaerobi. Substanța organică depusă în cantități mari, este degradată pe cale anaerobă doar parțial, se acumulează, iar bacteriile sulfat-reducătoare care-și fac apariția în aceste condiții, duc la degajare de H_2S, care intoxică sedimentele și apele de profunzime.

Desigur, aceste schimbări nu se produc brusc, ele se desfășoară în mai mulți ani sau chiar decenii, în funcție de sursele de poluare și de alte condiții. În final ele duc la transformarea completă a structurii ecosistemelor, a modului lor de funcționare, la stricarea calității apei, degradarea biocenozelor.

Sursele de îmbogățire a apelor cu nutrienți sînt multiple. Din punct de vedere practic, al posibilităților de control al acestor surse, ele pot fi împărțite în punctiforme și difuze (Vollenweider, 1971, 1980). În prima categorie intră în general apele care se scurg prin sisteme de canalizare — deci scurgeri din așezări omenești, din întreprinderi industriale. Aceste surse pot fi mai ușor controlate prin tehnologii care să permită diminuarea cantităților de nutrienți eliminați sau extragerea mai ales a fosforului și azotului din apele deversate, prin diverse procedee mecanice (decantarea deșeurilor sau reținerea pe filtre) fizico-chimice (de ex. precipitarea) sau biologice (asimilarea de către plante acvatice).

În a doua categorie, a surselor difuze, intră în primul rînd îngrăşămintele folosite în agricultură, îngrăşăminte din care o parte importantă este dizolvată şi spălată prin ape de şiroire, de infiltraţie, sau prin sistemele de drenaj ale apelor de irigaţii, ajungînd în rîuri sau în pînze freatice.

De asemenea, scurgerea deşeurilor provenite din creşcătorii intensive de animale sau scurgerea unor mari cantităţi de detritus organic provenit din croziunea solurilor, din diverse operaţii agricole sau forestiere. Controlul acestor surse este dificil şi practic singura posibilitate de a reduce influenţa lor este o gospodărire raţională, foarte atentă a resurselor.

Dacă acum cîteva decenii eutrofizarea reprezenta un fenomen izolat, afectînd doar unele lacuri mici, în prezent extinderea şi creşterea aşezărilor omeneşti, dezvoltarea industriei, extinderea terenurilor agricole şi chimizarea agriculturii, utilizarea pe scară foarte largă a detergenţilor au dus la o extindere şi intensificare îngrijorătoare a eutrofizării, care afectează lacurile mari, lacurile de baraj, cursurile de apă şi chiar apele unor mări.

Desigur, cele mai afectate sînt lacurile. Un exemplu tipic îl reprezintă lacul Erie, din sistemul marilor lacuri ale Americii de Nord (Beeton, 1969).

Poluarea masivă a lacului din industrii şi oraşele din jurul lui a început în al patrulea deceniu, mai ales în partea vestică a lacului. În aproximativ 3 decenii s-au produs schimbări profunde. S-a modificat fitoplanctonul — *Asterionella* — care domina pînă atunci a fost înlocuită printr-o specie exotică — *Melosira binderana* — necunoscută pînă atunci în S.U.A. şi care s-a înmulţit exploziv.

Efemeropterul *Hexagenia* — formă dominantă în bentos, a fost înlocuit cu tubificide. S-a modificat fauna de peşti, au dispărut salmonidele fiind înlocuite prin percide care, la rîndul lor, au lăsat loc crapului şi altor specii de valoare economică scăzută. În acelaşi timp s-au deteriorat calităţile apei ca şi valoarea estetică recreaţională a întregului lac.

Acelaşi fenomen, cu diferite intensităţi se constată mai ales în ţările industrializate, în numeroase lacuri chiar dintre cele mai mari din lume, ca de pildă, în lacul Loch-Ney (Irlanda) cu o suprafaţă de 383 km^2 şi unde în 1967 au apărut primele înfloriri ale apei, ducînd la mortalitatea peştilor. Cauza principală — excesul de fosfor (Sutton, 1976). Procesul eutrofizării se constată chiar în bazinele unor lacuri de o deosebită valoare ştiinţifică prin bogăţia şi caracterul endemic al faunei lor, ca de pildă, lacul Baical, unde eutrofizarea poate duce repede la dispariţia a numeroase specii (Kojov, 1975, Land, 1977).

În timpul din urmă eutrofizarea a început să se extindă asupra marilor fluvii. De pildă, cercetarea multianuală (1951—1976) a Niprului şi a salbei de lacuri de baraj din lungul lui, arată intensificarea eutrofizării atît a lacurilor cît şi a fluviului, printr-o rapidă îmbogăţire în N şi P (Denisova, 1977). În ultimele două decenii s-a intensificat considerabil eutrofizarea Dunării — manifestată prin creşterea mineralizării apei, concentrarea de nutrienţi, a substanţei organice, creşterea semnificativă a bacteriilor heterotrofe, a bacterioplanctonului, a fitoplanctonului. Biomasa acestuia din urmă, în 1959, în braţul Chilia nu depăşea 1,4 g/m^3, în 1967 a ajuns la 13,7 g/m^3 iar în 1972 la 28,4 g/m^3 (Gavrişova et al., 1977). Chiar şi mările închise ca Mediterana şi M. Neagră încep a fi afectate de eutrofizare. Partea de nord-vest a M. Negre este cea mai expusă. Cercetările efectuate între 1973—1977 (Nesterova, 1978) constată frecvente înfloriri ale apei determinate de specii pînă atunci relativ neînsemnate ca *Chaetoceros kerianus, Ch. simplex, Exuviella cordata, Goniaulax polyedra,* înflo-

riri însoţite de un profund deficit de O_2, mai ales în sedimente şi apele de lîngă fund, ducînd la mortalitatea faunei bentonice.

Problema dificilă care se pune în studiul eutrofizării este cea a normelor şi criteriilor de apreciere a apariţiei şi intensităţii procesului.

Cel mai adesea, concentraţia de N şi mai ales de P pot reprezenta un indicator practic. De pildă Vollenweider (1971) consideră depăşirea valorii de 10 mg P utilizabil/m^3 în apele de primăvară, drept indiciu al pericolului eutrofizării apei respective, sau 200—300 mg N anorganic/m^3, sau dacă intrările acestor compuşi într-un lac se ridică la 0,2—0,5 g P/m^2/an şi 5—10 g N/m^2/an (deci calculat la suprafaţa lacului). Dar, nu totdeauna concentraţia de nutrienţi poate servi drept criteriu decisiv al eutrofizării. Cercetarea mai multor lacuri din R.D.G. (Breitig, 1977) arată că, concentraţii apropiate ale P şi N în lacuri diferite dau valori diferite ale biomasei fitoplanctonului. Mai mult, într-o serie de lacuri mezotrofe şi eutrofe factorul limitant este N şi nu P. De asemenea, unii autori (Land, 1977) subliniază dificultatea de a aprecia gradul de eutrofizare după criteriul producţiei biologice. Acelaşi autor, analizînd în ansamblu problema eutrofizării consideră că metodologia cea mai adecvată pentru aprecierea şi prognoza acestor schimbări de stare a ecosistemului, ca şi pentru prognoza lor, o reprezintă modelarea procesului. Pentru realizarea acestui deziderat este nevoie de un mare număr de cercetări concrete pe diferite categorii de ecosisteme.

Adesea procesul eutrofizării se complică mult prin faptul că, în multe cazuri, apele respective sînt poluate şi termic prin deversarea apelor industriale încălzite. Poluarea termică (vezi pag. 325) ar putea reprezenta un factor important al eutrofizării antropogene (Verighin, 1977).

POLUANŢI CHIMICI AI ATMOSFEREI

Principalii poluanţi chimici ai atmosferei rezultă în cea mai mare măsură din combustii industriale. Printre aceste produse sînt SO_2, oxizi de azot, hidrocarburi, CO şi plumb.

SO_2. În condiţii naturale, în troposferă, concentraţia medie a acestui gaz este estimată la 0,2 ppb, iar sursa principală, naturală a lui o reprezintă gazele vulcanice.

Sursa principală de poluare a atmosferei cu SO_2 o reprezintă arderea combustibililor fosili — a petrolului şi mai ales a cărbunilor de pămînt. În anul 1950 s-a estimat la circa 70 milioane tone cantitatea de SO_2 eliminat pe această cale în atmosferă. În 1975 s-a ajuns la 120 milioane tone. Din această cantitate circa 70% revin cărbunilor de pămînt. Această cifră este evident în creştere în ultimul deceniu din cauza crizei petrolului care a dus la intensificarea utilizării cărbunilor de pămînt. Se estimează că, pînă în anul 2000, cantitatea de SO_2 eliminat va ajunge la circa 300 milioane tone. Concentraţii mai mari de SO_2 se realizează mai ales în atmosfera oraşelor mari şi a zonelor industriale. De pildă, în anii 1960, în regiunea Parisului, concentraţia medie de SO_2 în atmosferă era de 0,17 ppm, iar la Los Angeles conc. maximă a ajuns la 2,49 ppm (compară cu 0,2 ppb — în condiţii naturale !).

După cum s-a arătat în paragraful privind circuitul biogeochimic al sulfului, SO_2 din atmosferă, în prezenţa oxigenului şi a vaporilor de apă, se transformă repede (cîteva ore pînă la 2—4 zile) în SO_3 şi apoi în acid

sulfuric care reacționează cu alte substanțe din atmosferă dînd sulfați. Sulfații, ca și acidul sulfuric rămas necombinat, pot fi antrenați de precipitații pe suprafața pămîntului. În atmosferă prin evaporare picăturilor de apă sulfații rămîn ca particole de aerosoli care ajung și ei pe sol și în ape prin precipitare umedă sau uscată.

Toți acești compuși ai sulfului sînt toxici în diferite grade.

La om, în cazul acțiunii cronice a SO_2, efectele lui asupra aparatului respirator încep să se resimtă la concentrația de 100 $\mu g/m^3$. Compușii rezultați din oxidarea SO_2 au acțiune toxică mai puternică. De pildă, efectele toxice ale sulfaților încep a fi resimțite de la concentrația de 6 $\mu g/m^3$, iar la 10—12 $\mu g/m^3$ maladiile respiratorii sporesc pînă la 30%.

Acidifierea apelor de precipitații are efecte deosebit de dăunătoare. În diferite zone ploile și zăpezile cu un *p*H foarte scăzut sînt semnalate tot mai frecvent. Ele duc la acidifierea solului și a apelor. Astfel, datorită vînturilor dominante care aduc mari cantități de SO_2 în sudul Scandinaviei, din zonele industriale ale Ruhrului (R.F.G.) și ale Marii Britanii, multe lacuri și rîuri și-au pierdut valoarea piscicolă. S-a constatat că în sudul Norvegiei *p*H-ul apei de ploaie a ajuns la 3—4 (Jokinen et al., 1977).

Efectele ecologice ale acestui fenomen sînt complexe și încă insuficient cunoscute. Asemenea ploi s-au dovedit toxice pentru puietul de salmonide, pentru productivitatea fitoplanctonului. Ele au afectat procesele din sol, creșterea pădurilor. Plantele sînt deosebit de sensibile la SO_2. Se estimează că fanerogamele nu se pot dezvolta normal dacă în atmosferă conc. de SO_2 ajunge la 10—80 ppb. La concentrații mai mari se produce necroza țesuturilor, mai ales a mezofilului (Ramade, 1977).

În zone puternic industrializate concentrația mare de SO_2 în aer duce practic la uscarea pădurilor. Dintre plante cei mai sensibili la SO_2 și în general la poluarea atmosferei sînt lichenii care pot servi drept indicator biologic al gradului de poluare. Studii făcute în Anglia arată că la conc. de peste 0,06 ppm (170 $\mu g/m^3$) a SO_2, lichenii dispar. *Lecanora conizaeoides* rezista la circa 150 $\mu g/m^3$.

La cealaltă extremă se situează unele specii ale genurilor *Lobaria, Usnea,* care nu cresc decît în atmosferă curată (Ramade, 1977).

Trebuie subliniat că SO_2 din atmosferă, transformat în acid sulfuric, aduce importante daune prin deteriorarea construcțiilor, a operelor de artă, coroziunea construcțiilor metalice.

Stabilirea limitelor admisibile pentru concentrația compușilor sulfului este o problemă complexă deoarece trebuie să țină seama de transformările chimice, de treceri de la un mediu la altul, de stările de echilibru dintre compuși în medii diferite, ca și de toxicitatea relativă a compușilor.

Astfel se consideră că în atmosferă concentrația admisibilă pentru SO_2 este de 50 $\mu g/m^3$, iar pentru H_2SO_4 din precipitații 100 $\mu g/m^3$. Dar dacă în atmosferă se realizează o conc. de 50 $\mu g/m^3$ cu caracter permanent, atunci conc. de H_2SO_4 din precipitații (stare de echilibru) va depăși de 1,5—2 ori limita admisibilă, iar conc. sulfaților va depăși de 5—10 ori pragul de 10 $\mu g/m^3$ de influență asupra sănătății omului.

În condiția menționată a conc. de 50 $\mu g/m^3$ a SO_2 în atmosferă, cu caracter constant, calculul arată că, prin precipitații, cantitatea de H_2SO_4 ce va ajunge pe pămînt va fi de 45—84 $g/m^2/an$, iar *p*H-ul precipitațiilor va scădea la 2,7.

Din aceste date rezultă că limita admisibilă de 50 $\mu g/m^3$ stabilită pentru SO_2 în atmosferă este mult prea mare (Izrael, 1979).

Compuşi ai azotului contribuie în mod substanţial la poluarea atmosferei, iar dintre ei NO_2 este cel mai important şi periculos poluant. Sursa cea mai importantă a acestui gaz o reprezintă motoarele cu ardere internă, în special automobilele. NO_2 se formează la temperatura ridicată din ţevile de eşapament. Cantităţi importante de NO_2 iau naştere şi din arderea cărbunilor.

In afară de faptul că NO_2, ca atare, este toxic de la o anumită concentraţie, el contribuie la formarea smogului [1] — fotochimic, un produs complex alcătuit din numeroşi compuşi chimici în bună parte rezultaţi din reacţii secundare şi avînd ca substrat fizic particule de aerosoli (suspensii solide sau lichide din atmosferă). La alcătuirea smogului participă în primul rînd produşi ai motoarelor cu ardere internă — resturi de hidrocarburi incomplet arse (mai ales olefine), plumb, brom, bor şi alţi compuşi rezultaţi din substanţe ce se adaugă la benzină spre a-i conferi anumite calităţi, oxizi de azot (mai ales NO_2), CO, SO_2. Sub influenţa razelor solare (mai ales a UV) între aceşti compuşi se produc reacţii secundare şi terţiare din care iau naştere alte substanţe — ca ozon, acroleină, formaldehidă, peroxiacetilnitraţi (PAN) etc. Dintre acestea PAN şi ozonul au efecte toxice deosebit de puternice.

Peroxiacetilnitraţii iau naştere sub influenţa luminii solare după reacţia generală :

$$R-\underset{\underset{O}{\|}}{C}-O-O + NO_2 \rightarrow R-\underset{\underset{O}{\|}}{C}-O-O-NO_2$$

unde R poate fi un radical din seria alifatică, aromatică sau (şi) heterociclică. De pildă, din seria alifatică R poate fi CH_3 — (peroxiacetilnitrat), CH_3-CH_2 — (peroxipropionilnitrat), $CH_3-CH_2-CH_2$ — (peroxibutirilnitrat) etc.

În acelaşi timp NO_2, sub acţiunea UV reacţionează şi dă oxid de azot şi oxigen atomic. O parte din acesta se combină cu oxidul de azot regenerînd NO_2, proces care duce la menţinerea NO_2 în atmosferă. Altă parte a oxigenului atomic se combină cu O_2 şi dă ozonul — foarte reactiv şi puternic oxidant. Ozonul reacţionează cu resturile de hidrocarburi care apoi se combină cu NO_2 dînd PAN după reacţia dată. PAN are puternice efecte toxice asupra plantelor determinînd leziuni foliare la concentraţii foarte mici (15 ppb la solanacee şi composite) necroze ale ţesuturilor frunzei, inhibă fotosinteza.

La animale, inclusiv omul — irită ochii, provoacă lăcrimare, dificultăţi în respiraţie. Alţi compuşi ai smogului fotochimic sînt cancerigeni.

În perioadele şi zonele cu formare intensă de smog fotochimic sănătatea şi chiar viaţa oamenilor suferinzi de astm, emfizeme, bronşite, inimă — sînt puse în pericol.

Ozonul, care ia naştere în procesul de formare al smogului fotochimic, poate ajunge la concentraţii de 0,5 ppm şi are o acţiune toxică asupra plantelor : pătrunzînd prin stomate, atacă ţesutul palisadic şi intensifică mult procesele oxidative epuizînd rezervele de hrană ale plantelor.

---

[1] Termenul smog provine din combinarea prescurtată a cuvintelor engleze smoke (=fum) şi fog (=ceaţă).

În sfîrșit, mai trebuie amintit faptul că unii compuși ai azotului (săruri ale acidului nitros — ca de pildă, nitrit de sodiu) sînt folosiți împreună cu alte substanțe la prepararea conservelor de carne. Acești ingredienți conferă cărnii conservate anumite calități de culoare, gust, aromă iar nitriții mai împiedică și dezvoltarea bacteriei *Clostridium botulinum,* ale cărei toxine provoacă botulism. Dar, nitriții reacționează cu aminele din carne și produc nitrozamine care au efecte cancerigene. Nitrozaminele sînt conținute în bacon (șuncă). În șunca prăjită apar nitrozopirilidine care și ele, în concentrații mai mari (peste 0,3 ppm), dau efecte cancerigene (Cassens et al., 1978).

POLUARE TERMICĂ

Poluarea termică afectează mai ales ecosistemele acvatice continentale (lacuri, ape curgătoare) și unele zone litorale marine. Sursa principală a poluării termice o reprezintă apele de răcire de la centralele termoelectrice și atomoelectrice. Indiferent de sursa de energie, aceste centrale funcționează pe bază de turbine puse în mișcare prin presiunea aburului, care după trecere prin turbină este răcit, se condensează iar apa rezultată este din nou transformată în abur. Sistemele de răcire și condensare a aburului (condensatori) sînt alcătuite din sute sau mii de țevi metalice lungi de cîțiva metri, cu diametru de 15—30 mm, prin care circulă apa de răcire pompată dintr-un bazin natural (rîu, lac) și deversată apoi înapoi în bazin. Trecînd prin sistemul tuburilor de răcire a aburilor apa se încălzește, în medie cu 8—11 °C (de la 5 la 18 °C) peste temperatura inițială.

Debitul apei încălzite și deversate depinde de puterea și natura centralei. În medie centralele termoelectrice cu puterea de 2,1—2,4 milioane kW, necesită 70—90 m^3 apă pe secundă iar centralele atomoelectrice, la aceeași capacitate necesită 85—140 m^3/secundă. Acest volum echivalează sau chiar depășește debitul unor rîuri ca Oltul sau Siretul, din care cauză asemenea centrale, cu mare putere instalată, sînt amplasate (deci se concentrează) în apropierea unor rîuri sau lacuri mari.

Adesea apa de răcire este clorinată pentru a împiedica dezvoltarea diferitelor microorganisme în sistemul de răcire.

La gura canalului de evacuare a apei, de obicei se construiește un prag peste care apa trece în strat subțire după care urmează o mică cascadă, ceea ce duce la o rapidă și puternică aerare a apei.

Efectele întregului proces sînt multiple și complexe. În primul rînd un efect mecanic : pomparea apei în sistem, trecerea ei prin site, prin pompe și apoi prin sistemul de țevi de răcire, cu viteze sporite și la presiunea crescută, apoi deversarea în bazin — duc la distrugerea zooplanctonului, estimată la 23,5% (Krzanówski, 1979) pînă la 80% (Pérès, 1976).

Efectele ecologice se manifestă prin modificarea unor factori abiotici și afectează toate nivelele trofice.

Creșterea temperaturii se produce cel mai mult în zona de deversare a apei de răcire. Din acest punct se creează o zonă cu gradient termic. Dacă deversarea se face într-un lac, apa caldă se răspîndește pe suprafața lacului pe o zonă destul de întinsă. Într-un rîu se produce treptat amestecarea apei calde cu apa rîului, pe o distanță variabilă. În timpul iernii (în zonele temperate) apa încălzită împiedică înghețul și permite menținerea unui număr mai mare de specii decît în restul bazinului. Vara însă, sau în zo-

nele cu climă caldă, cînd temperatura naturală este destul de ridicată, creşterea ei cu 5—10 °C poate să atingă sau (pentru unele specii) să depăşească limita de toleranţă.

Din aceste motive se produc schimbări în structura fitoplanctonului : pe măsura creşterii temperaturii regresează diatomeele, locul lor este luat mai întîi de alge verzi iar la o creştere şi mai mare (peste 34 °C) şi acestea sînt înlocuite prin cianoficee.

Este afectată şi producţia primară. La încălzirea pînă pe la 20 °C, producţia primară înregistrează chiar o creştere, dar la temperaturi mai ridicate se produce o inhibare a fotosintezei, scăderea cantităţii de fitoplancton şi a producţiei primare. Fenomenul poate fi accentuat şi datorită clorinării apei (Iankiavicius et al., 1979 a şi b, Morduha — Baltovskoi, 1975).

În condiţiile cînd creşterea fitoplanctonului este favorizată se pot produce fenomene de eutrofizare accentuate şi datorită intensificării proceselor de mineralizare bacteriană, ca urmare a creşterii temperaturii. Aceste schimbări duc adesea la mortalitatea în masă a zooplanctonului, mai ales în timpul verii (Alden et al., 1979).

Peştii sînt deosebit de sensibili la scăderea oxigenului deoarece hemoglobina lor are o afinitate mai redusă faţă de oxigen. Aceasta face ca în sezonul cald o creştere chiar mică a temperaturii să determine mortalitatea unui mare număr de peşti. Ei sînt mai afectaţi şi de traumatismele mecanice.

Fiecare specie, pentru parcurgerea normală a ciclului vital are nevoie de o anumită sumă a temperaturilor zilnice eficiente. Creşterea temperaturii mediului duce la satisfacerea accelerată a acestei cerinţe — deci la scurtarea ciclurilor vitale, schimbarea dimensiunilor indivizilor, schimbarea structurii pe vîrste şi dimensiuni a populaţiilor, schimbarea perioadelor de ecloziune a larvelor, de apariţie a adulţilor etc.

De pildă, temperatura crescută a apei face ca ecloziunea multor insecte să se producă mult mai devreme decît în mod normal, cînd în afara apei vremea e încă prea rece pentru ele — ceea ce poate periclita reproducerea lor.

Generalizînd, se poate spune că se produce o desincronizare a proceselor dintre diferite compartimente ale ecosistemului şi dintre întregul ecosistem şi ecosistemele ambiante.

Grăbirea ciclurilor vitale duce, la animale poikiloterme acvatice, la scăderea dimensiunilor maxime de la fiecare clasă de vîrstă şi deci la scăderea biomasei — fapt constatat la chironomide (Jezierska-Madziar, 1979) şi la *Dreissena polymorpha* (Karataev et al., 1979).

Acelaşi efect s-a constatat şi asupra faunei de nevertebrate fitofile. Astfel, în asociaţii de *Potamogeton* biomasa globală a faunei fitofile, în timpul verii a scăzut la 80,7 g/m^3 în zona poluată termic, faţă de 127 g/m^3 din zona nepoluată (Igareva et al., 1979).

Scăderea biomasei de nevertebrate afectează semnificativ baza trofică a peştilor.

Mai trebuie menţionat faptul că în condiţiile apelor cu temperatura ridicată este favorizată pătrunderea şi instalarea în ecosistemele respective, a unor specii tropicale (Pérès, 1977), deşi în cele mai multe cazuri se produce doar instalarea dominantă a speciilor euriterme (Morduha — Baltovskoi, 1979).

Concluzia care se desprinde din acest succint examen al poluării termice este că schimbarea regimului termic al unui ecosistem duce la profunde transformări ale structurii biotopului (componența și corelațiile dintre factorii abiotici), a structurii și funcționării populațiilor componente, a structurii și a modului de funcționare a întregului ecosistem, deteriorînd și corelațiile lui cu ecosistemele înconjurătoare.

POLUAREA SONORĂ

Industrializarea, urbanizarea cu intensificarea accelerată a circulației rutiere, aeriene, a construcțiilor de drumuri și edificii, răspîndirea fără precedent a aparatelor de radio și tv (inclusiv a celor portabile), magnetofoanelor, casetofoanelor — toate acestea au dus și duc la creșterea semnificativă a intensității și cantității de vibrații sonore cărora le sînt supuși oamenii la locul lor de muncă, pe stradă, acasă, în orele de odihnă sau chiar în zonele unde își petrec vacanțele.

Zgomotele au devenit un factor poluant al mediului nostru ambiant.

Unitatea de măsură a intensității sunetelor (zgomotelor) este decibelul (db). Este o unitate de măsură relativă, avînd ca bază logaritmul raportului între intensitatea zgomotului dat (I) și intensitatea I_0 de referință, stabilită convențional ca fiind presiunea vibrațiilor sonore, de 0,0002 dine/cm^2 (energie de circa 10^{-16} wați) care a fost considerată ca limită de jos a sunetelor audibile de către om. Prin urmare, $1\ \text{bel} = \log_{10} \frac{I}{I_0}$ iar $1\ \text{db} = 10 \log_{10} \frac{I}{I_0}$. Ținînd seama de scara logaritmică, înseamnă că sunete avînd intensitatea de 10, 20 sau 100 decibeli reprezintă depășirea de 10, 100 (10^2) și 10^{10} ori pragul inferior al intensității.

Auzul uman percepe sunete avînd frecvența între 20 și 20 000 oscilații pe secundă și cu o intensitate între 0 și peste 120 db (10^{12} peste pragul minim). Zgomotul produs de o convorbire variază cam între 30 și 60 db, iar cel produs de un turboreactor la decolare ajunge la 160 db. Zgomotele peste 120 db devin dăunătoare auzului (după E. Odum, 1971).

Pînă nu de mult se considera că sunetele, zgomotele prea intense, produc doar discomfort sau cel mult pot dăuna auzului, eventual putînd duce chiar la pierderea acestui simț. Aceasta a făcut ca multă vreme să nu se acorde importanța cuvenită efectelor zgomotelor.

Cercetări întreprinse în ultima vreme (Susan, Walton, 1980) au arătat că zgomotele excesive produc efecte fiziologice mult mai complexe. Experiențe efectuate pe maimuțe *Rhesus* (șobolanii s-au arătat nepotriviți) supuse acelorași zgomote pe care le suportă oamenii în activitatea lor normală, au arătat că se produce o creștere (în medie cu 30%) a presiunii sangvine ; de asemenea, se înregistrează și alte schimbări fiziologice ca nivelul glucozei în sînge. Investigațiile converg către ideea că zgomotul este de fapt un factor stresant, provocînd pe căi neuroumorale un complex sindrom de apărare. Rămîne de văzut, dacă rezultatele obținute pe maimuțe vor fi confirmate și pe oameni. În această privință există unele date care ar indica influența zgomotelor asupra sporirii frecvenței unor anomalii la noii născuți sau privind scăderea greutății lor. Deși toate aceste

cercetări sînt doar la început, încît rezultatele încă trebuie așteptate, de pe acum se poate afirma că poluarea sonoră este o realitate iar consecințele ei incomplet cunoscute sînt complexe.

POLUAREA CU IZOTOPI RADIOACTIVI

Criza de energie din perioada actuală a determinat trecerea la utilizarea tot mai intensă a energiei atomice ca alternativă la consumul combustibililor fosili. Odată cu aceasta au sporit pericolele legate de intensificarea poluării ecosferei cu substanțe radioactive. Concomitent, cursa înarmărilor duce la acumularea fără precedent a armelor nucleare, care reprezintă un mare pericol potențial pentru existența omenirii și a însăși vieții pe Pămînt.

Radiațiile emise de diferiți izotopi radioactivi (radionuclizi) au efect ionizant deoarece ele smulg electroni periferici ai atomilor care devin ioni pozitivi, iar atomii care primesc electronii smulși devin ioni negativi.

Sînt trei tipuri principale de radiații provenite din dezagregarea radioactivă a elementelor : α, β și γ. Primele două tipuri sînt corpusculare iar γ sînt electromagnetice.

Radiațiile α reprezintă de fapt nuclei de heliu ionizați. Puterea lor de penetrație este cea mai mică, astfel încît abia dacă pot pătrunde prin piele, dar puterea de ionizare este maximă. Radiațiile β reprezintă electroni rapizi, pot acționa la distanță mai mare (de ordinul metrilor), au penetrație mai mare — pînă la cîțiva cm în țesuturi — iar puterea de ionizare este mai mică decît a particulelor α. Radiațiile γ lucrează la distanță mare, sînt foarte penetrante — pătrunzînd prin tot organismul, dar au cea mai slabă putere de ionizare. De aici se vede că pericolul cel mai mare pentru organisme îl reprezintă particulele α și β, atunci cînd pătrund în corp prin absorbție, inhalare, ingerare sau pe alte căi. O dată ajunse în țesuturi, celule, ele ionizează atomii din jurul lor. Ionii cu mare putere de reactivitate chimică pot determina schimbări importante în structura moleculară a diferiților constituenți celulari, inclusiv schimbări în structura ADN-ului (mutații).

În condiții naturale se cunosc circa 50 radioizotopi printre care ^{235}U, ^{238}U, ^{226}Ra, ^{232}Th, ^{40}K, ^{14}C etc. și care produc radiații de fond, la care viețuitoarele sînt adaptate pentru că viața a evoluat în aceste condiții.

Radioactivitatea este consecința dezagregării spontane a atomilor respectivi, proces care determină reducerea treptată a masei elementului dat.

Timpul necesar pentru reducerea masei la jumătate poartă numele de perioadă și ea este caracteristică fiecărui element radioactiv, variind de la fracțiuni de secundă pînă la miliarde de ani. De pildă, ^{238}U are perioada de 4,5 miliarde ani.

Durata perioadei de înjumătățire este importantă deoarece ea influențează efectele fiziologice și ecologice ale radionuclizilor. Cei cu perioada foarte scurtă (ore, zeci de ore) nu au efecte importante pentru că dispar destul de repede. Cei cu perioada foarte lungă nu sînt prea periculoși pentru că în unitate de timp dau o radiație destul de slabă. Cei mai periculoși sînt radionuclizii cu perioada mijlocie (săptămîni, luni, ani) pentru că au o radiație destul de puternică și au suficient timp ca să se acumuleze în organisme în lungul lanțurilor trofice. Mai trebuie menționat că dintre acești radionuclizi cei mai periculoși sînt cei ai elementelor biogene (C, P, Ca etc.)

care sînt asimilați și deci reținuți în organism. Periculoși sînt și radionuclizii cu proprietăți chimice asemănătoare cu ale unor elemente biogene, astfel încît le pot substitui în diferite structuri biologice. În această categorie intră ^{90}Sr (perioada de înjumătățire 27,7 ani) și care adesea substituie Ca în structura oaselor, ^{137}Cs perioada 32 ani care se acumulează în țesutul muscular substituind K.

Pentru măsurarea radiației se folosesc două categorii de unități de măsură. Cantitatea de radiație emisă în unitatea de timp este măsurată în numărul de atomi dezintegrați. Unitatea de măsură Curie (Ci) este radiația emisă prin dezintegrarea a $3{,}7 \cdot 10^{10}$ atomi/secundă. Fiind o unitate mare se folosesc mai frecvent subdiviziunile ei : mCi (milicurie)$=10^{-3}$ Ci, μCi (microcurie)$=10^{-6}$ Ci, nCi (nanocurie)$=10^{-9}$ Ci și pCi (picocurie)$=10^{-12}$ Ci.

Doza de radiație absorbită de un organism se măsoară prin cantitatea de energie iar unitatea de bază este Rad-ul care reprezintă 100 ergi/gram de țesut. Adesea se folosește mR (milirad)$=10^{-3}$ R.

În estimarea radiației primite de un organism este important și timpul de iradiere, deci doza raportată la timp (rata dozei).

Din cauza naturii diferite a radiațiilor (corpusculară, electromagnetică), a puterii ionizante și a permeabilității diferite, la aceeași cantitate de energie (doză) absorbită de un organism efectul biologic va fi diferit. Aceasta face necesară o corecție la Rad, ținînd seama de eficacitatea biologică relativă (EBR), luînd naștere o nouă unitate de măsură — *rem*. De pildă, EBR a unui neutron termic este de zece ori mai mare decît radiația γ sau a razelor x de 320 kev — la aceeași cantitate de energie. 1 rem$=$1 rad în cazul radiațiilor electromagnetice γ sau x de 320 kev.

Efectele ecologice ale radiațiilor sînt complexe pe de o parte din cauză că organismele din grupe diferite sau din stadii diferite de dezvoltare au sensibilități foarte diferite față de iradiere iar pe de altă parte din cauza concentrării radionuclizilor în lungul lanțurilor trofice și aceasta în mod diferit — în funcție de organisme, de natura radionuclidului, ca și de perioada lui.

În linii foarte generale, organismele din grupele inferioare, primitive, sînt cele mai rezistente. De pildă doza letală pentru 50% din indivizi (DL_{50}) la bacterii este de circa un milion rad, la artropode zeci de mii rad, iar la vertebratele homeoterme, doar de cîteva sute de rad. În interiorul grupelor variațiile de rezistență sînt foarte mari. De pildă DL_{50} la imago de *Drosophila* este de 85 000 rad, la *Musca domestica*, 10 000, la scorpioni și la unele coleoptere circa 150 000. DL_{50}, la om este de aproximativ 500 rad, iar doza de 100 rad duce la creșterea semnificativă a cazurilor de cancer și la sterilitate.

La același individ — cele mai sensibile sînt celulele în curs de diviziune, deci fazele embrionare, unele țesuturi, organe.

Plantele au și ele sensibilități diferite, pare-se în funcție de dimensiunile nucleilor și ale cromozomilor, deci de mărimea țintei atinse de radiații. Chiar dacă planta nu e omorîtă, iradierea o poate afecta în diferite feluri, făcînd-o mai vulnerabilă la infecții, la atacul diferiților dăunători.

Din cauza sensibilității atît de diferite a organismelor față de radiații, apare evident că, în cazul iradierii unei biocenoze, nu toate populațiile vor fi afectate în același fel. Se va produce o mortalitate diferențiată — ducînd la schimbarea structurii întregii biocenoze.

Contaminarea cu izotopi radioactivi a ecosistemelor naturale şi a întregii ecosfere provine din două surse majore : exploziile nucleare şi uzinele atomoelectrice. Exploziile nucleare din atmosferă contaminează practic atmosfera întregii planete cu un mare număr de radionuclizi. Începînd din 1954 şi pînă în 1962 cînd a fost semnat tratatul de interzicere a exploziilor nucleare în atmosferă, ecosfera a fost contaminată cu produse de fisiune a unor bombe însumînd circa 170 megatone, echivalente cu aproximativ 8 500 bombe de tip Hiroshima. Între aceste produse au pătruns în atmosferă 9 megacurie de ^{90}Sr şi 14 megacurie ^{137}Cs, ceea ce reprezintă în medie 24 mCi ^{90}Sr şi 39 mCi ^{137}Cs pe km^2. Trebuie însă ţinut seama de faptul că aceste produse se depun din atmosferă pe suprafaţa oceanelor şi a continentelor neuniform. Circa 30% din ele se depun în apropierea locului de emitere iar restul se depune în perioade de timp mai îndelungate şi la distanţe adesea considerabile (Ramade, 1977).

Căderile de radionuclizi din atmosferă contaminează oceanul pe mari întinderi şi adîncimi. Măsurătorile făcute în Pacific după explozii experimentale au arătat că ele duc la contaminarea apei cu ^{90}Sr pînă la adîncimea de 600 m în scurt timp, iar fauna a fost contaminată, prin căderi din atmosferă, la distanţe de mii de km, în aşa fel încît un timp pescuitul a trebuit să fie interzis în aceste zone. În Oceanul Atlantic, deci departe de locul exploziilor, măsurătorile au detectat importante creşteri de ^{14}C, ^{137}Cs şi ^{90}Sr. Aceşti din urmă doi radionuclizi au fost detectaţi la adîncimi de 4 330 m, fapt care atestă o intensă circulaţie verticală.

Acelaşi fenomen se produce în ecosistemele terestre şi acvatice continentale. Radionuclizii căzuţi din atmosferă pe sol, parţial sînt adsorbiţi de sol, parţial de plante şi intră în cicluri trofice, parţial sînt spălaţi de ape şi transportaţi în rîuri, lacuri, mări. Un mare pericol potenţial pentru contaminarea ecosferei cu izotopi radioactivi îl reprezintă problema nerezolvată a depozitării deşeurilor radioactive din uzinele atomoelectrice. Cantitatea acestor deşeuri este în creştere rapidă odată cu dezvoltarea acestei surse de energie. O idee despre ritmul acestei creşteri ne-o dă faptul că numai în S.U.A. în 1970 s-au produs 16 tone de produse de fisiune, ca deşeuri, în 1980 — 416 t, iar pentru anul 2000 sînt prevăzute 7 950 t. Nici un mijloc şi nici un loc de depozitare a acestor materiale periculoase nu sînt sigure. În prezent ele sînt depozitate în containere pe fundul oceanului sau în mine de sare părăsite, care însă devin insuficiente pentru cantităţile mari de deşeuri. Dar, nici unul din aceste locuri nu este absolut sigur. Containerele se corodează cu timpul şi riscul de eliberare a deşeurilor radioactive nu poate fi evitat în prezent.

Dacă acesta este un pericol potenţial, concentrarea radionuclizilor în verigile succesive ale lanţurilor trofice din toate ecosistemele reprezintă un pericol actual, permanent pentru toate ecosistemele.

Aprecierea cantitativă a concentrării biologice a radionuclizilor se face prin determinarea factorului de concentrare — raportul dintre cantitatea de radionuclid din organism faţă de cea din mediul în care trăieşte. Factorul de concentrare variază după elementul implicat, după hrana consumată etc.

Valoarea factorului de concentrare, la speciile de la capătul lanţurilor trofice (consumatori de ordinul II, III) poate fi foarte mare şi să ducă la apariţia efectelor periculoase, printre altele — apariţia de mutaţii, cancer

etc. De pildă, cercetări făcute pe Meusa (Franța) au constatat la diferiți pești factorul de concentrare cu valori între 24 și 880 (Ramade). În alte cazuri, factorul de concentrare poate fi de mii, zeci sau chiar sute de mii.

ALTE CĂI DE DETERIORARE A ECOSISTEMELOR

După cum s-a arătat la începutul acestui capitol, poluarea este una din căile majore de deteriorare a ecosistemelor.

Vom examina mai jos alte căi importante — deteriorarea prin construcții de baraje și canale, prin instalare (introducere intenționată sau neintenționată, pătrundere naturală) de noi specii în ecosisteme și în fine — deteriorarea ecosistemelor prin supraexploatare.

DETERIORAREA PRIN CONSTRUCȚII DE BARAJE ȘI CANALE

Barajul de la Assuan a adus importante schimbări ecologice și consecințe economice în valea Nilului inferior și în estul Mediteranei. Barajul a cărui construcție s-a terminat în 1970, a dus la formarea unui uriaș lac, lacul Nasser, lat de 11 km și lung de 167 km. El a fost construit în scopuri energetice și de irigație a terenurilor agricole. Din punct de vedere ingineresc este una din cele mai mari și mai impresionante lucrări de acest gen din întreaga lume. Dar, în același timp, a devenit un exemplu clasic al lipsei de prevedere ecologică a proiectanților ei.

Se știe că întreaga civilizație și prosperitate a Egiptului, încă din antichitate, se baza pe fertilitatea luncii inundabile a Nilului. Mîlul provenit din rocile eruptive ale podișului Etiopiei fertiliza această luncă în fiecare an, în timpul viiturilor care, în același timp, spălau sărurile din sol. Aceasta a permis realizarea unor bogate recolte timp de mii de ani. Totodată apele încărcate cu nutrienți sporeau productivitatea din apele Mediteranei de est, permițînd dezvoltarea pescăriilor. Efectul fertilizant asupra apelor Mediteranei se vede din cantitatea de alge (producția primară) care înainte de viituri se ridica la circa 35 000 celule/l pentru ca în timpul viiturilor să ajungă la circa 2 400 000 celule/l.

Construcția barajului a schimbat regimul viiturilor, a dus la sedimentarea mîlului în lac. Ca o primă urmare, pescăriile maritime au înregistrat o bruscă scădere : în 1964 ultimul an cînd revărsarea Nilului s-a produs în mod natural, producția piscicolă a fost de 135 000 tone. În 1967 s-au pescuit 85 000 tone. Sardinele — important consumator al fitoplanctonului — dădeau 15 000 tone producție înainte de 1965. În 1968 ele au scăzut la 500 tone, iar în 1971 pescuitul lor practic a încetat (din Collier et al., 1974).

Pentru a compensa lipsa fertilizării naturale prin nămolul adus de viituri, sînt folosite îngrășăminte sintetice și un vast sistem de canale de irigație, care a dus pe de o parte la apariția fenomenului salinizării solului iar pe de alta a dus la creșterea incidenței unor periculoase maladii, ca bilharzioza, malaria, trachoma. Dezvoltarea vegetației acvatice în canalele de irigație a dus la instalarea gasteropodelor pulmonate — gazde intermediare ale agenților bilharziozei — trematodele *Schistosoma hematobium* și *S. mansoni*. Tot în canalele de irigație au apărut și vectorii malariei

(*Anopheles*), ca și ai onchocercozei (trachoma) — *Simulium damnosum* (dipter) vezi capit. pesticide) care provoacă orbirea. Aceste consecințe implică organizarea unor măsuri sanitare de protecție a sănătății oamenilor.

Barajul Kariba pe fluviul Zambezi, în zona de frontieră dintre Zambia și Zimbabwe (în acel timp Rodezia). Construcția barajului s-a încheiat în 1958, umplerea lacului în 1963. Suprafața totală 5 364 km^2, lungimea 277 km, lățimea maximă 40 km, medie 19,4 km, adîncimea maximă 93 m, medie 29 m, volumul de apă 157 km^3.

Scopul principal era obținerea energiei electrice pentru intensificarea exploatării minelor de cupru. Există și speranța că prin irigații și pescărie va crește cantitatea de produse alimentare pentru populație.

Scopul principal a fost realizat dar speranțele nu, iar perturbarea ecosistemelor și a populației umane a fost profundă.

Pentru a înțelege mai bine aceste perturbări trebuie aruncată o privire scurtă asupra istoriei acestui bazin hidrografic (după Balon, 1978).

În Pliocen cursul superior al actualului fluviu Zambezi se vărsa în valea fluviului Limpopo. Bazinele hidrografice ale celor două fluvii fiind separate, faunele lor, inclusiv cele piscicole, au evoluat separat, biocenozele erau bogate, iar speciile au evoluat și s-au adaptat la condiții specifice. Mai tîrziu însă, în urma unor mișcări tectonice, cursul superior al actualului Zambezi s-a modificat vărsîndu-se în valea Zambezi, în zona cascadei Victoria, fără însă ca aceasta să producă amestecul celor două faune de origini geografice diferite. Izolarea nu se datora cascadei Victoria (s-a dovedit că peștii suportă nevătămați căderea prin cascadă), ci factorilor bioconotici, neputîndu-se instala și înmulți în biocenoza nouă pentru ei.

Imediat după umplerea lacului Kariba s-a produs fenomenul obișnuit la toate lacurile de acumulare : dizolvarea nutrienților de pe o suprafață imensă, descompunerea substanțelor organice cu eliberarea de nutrienți. Aceasta a dus la o înmulțire explozivă a unor specii de pești locali (ex. *Brachyalestes imberi*) care s-au comportat ca în perioada de inundație la care erau adaptați. Dar, odată cu intrarea în funcție a barajului (1964). regimul de inundație s-a dereglat, s-au format treptat condiții specifice de lac. Lacul a început a fi invadat de specii venite din Zambezi superior, aparținînd altui complex faunistic. Specia locală cea mai abundentă *Brachyalestes imberi* a fost total înlocuită de *Alestes lateralis* care a devenit dominant împreună cu alte specii venite din cursul superior. Dar producția lor era scăzută. S-a încercat introducerea altor specii, ea nu a reușit, cu excepția unei specii de sardină din lacul Tanganica — *Limnothrissa miodon* care s-a stabilit și s-a înmulțit în lac, dar producția piscicolă a lacului a rămas foarte scăzută — în medie 5,59 kg/ha/an. În felul acesta speranțele în creșterea cantității de hrană prin pescuit nu s-au realizat. Au apărut și alte consecințe neprevăzute. Pe lac s-au dezvoltat imense cantități de plante acvatice între altele *Salvinia molesta,* împiedicînd atît navigația cît și pescuitul. În zonele riverane s-au creat condiții noi care au permis apariția muștei țețe, punînd în pericol vitele, într-o zonă unde creșterea vitelor era o sursă importantă de proteine.

Populația umană a avut și ea mult de suferit. Este una din zonele de origine a omului : aici, acum 500 000 ani trăiau Australopitecii.

Populația umană stabilită aici de foarte multă vreme era perfect adaptată și integrată în ecosistemele naturale, știind cum să lucreze pămîntul, cum să pescuiască, ce plante să cultive și la ce să folosească. Formarea

lacului a dus la strămutarea a peste 50 000 oameni în locuri noi, în afara văii, pe terenuri cu alte condiții. Necunoscînd metode potrivite de lucru a pămîntului, neadaptați la noile condiții — a apărut eroziunea solului, lipsa de apă, maladii tropicale, lipsuri de alimente. Toate implică mari cheltuieli, decăderea vieții și sănătății oamenilor.

Canalul Suez leagă Marea Mediterană cu Marea Roșie. El a fost construit (inaugurat în 1869) pentru a scurta comunicațiile maritime între Europa și zonele de sud și sud-est ale Asiei. Lung de 161 km, el străbate o zonă deșertică, în care pe traseul lui se află un lac (Lacul Amar), lung de 23 km și a cărui apă avea $S‰ = 80—100$, deci suprasărat.

Fauna M. Mediterane este foarte diferită de cea din M. Roșie. Explicația deosebirilor stă în evoluția lor geologică diferită. Pînă prin Miocen, ambele mări, împreună cu Oc. Indian, cu mările Neagră și Caspică, făceau parte din uriașa Mare Thetys. Apoi, acest bazin s-a fragmentat, cele două mări fiind despărțite. Oc. Indian și M. Roșie și-au păstrat o faună foarte bogată, pe cînd cea din Mediterana a sărăcit mult. Explicația exactă a acestei sărăciri nu se cunoaște. S-ar putea ca o cauză să fie răcirea apei iar o alta — scăderea salinității, deoarece M. Sarmatică din care a făcut parte și Mediterana, după fragmentarea Mării Thetys, era salmastră. După cum arată fosilele din zona Canalului Suez, o perioadă, la finele Terțiarului, s-a stabilit din nou o legătură între M. Mediterană și M. Roșie și s-a întrerupt de la începutul Cuaternarului pînă la săparea canalului.

Sînt puține specii comune între cele două mări. Deosebirea mai constă și în faptul că M. Roșie are $S‰ = 45$ iar Mediterana 35. Deci, canalul a stabilit o legătură între niște ecosisteme profund deosebite. Schimbul de specii între cele două mări se produce în cea mai mare parte din Marea Roșie în M. Mediterană din cauza curentului de apă care curge în acest sens. Așa se explică faptul că, din 16 specii de crabi determinați în canal în 1924, numai două erau mediteraneene. Lacul Amar, fiind suprasărat, reprezenta o importantă barieră în calea acestei migrații. Trecerea unor animale prin lac era ușurată prin circulația navelor, dar unele specii, mai rezistente la variațiile salinității, l-au putut depăși în mod activ.

Totuși, trecerea se făcea relativ greu, încet și de către puține specii. Crabul *Neptunus pelagius* a apărut în canal în număr mai mare în 1889. În 1898 a ajuns la Port Said, în 1930 a devenit comun la coastele Palestinei — constituind obiect de pescuit industrial și apoi s-a răspîndit pînă în Cipru. O altă specie de crabi *(Neptunus sanguinolentus)* și un rac *(Thenus orientalis)*, specifice Mării Roșii, în 1896 au fost găsite în portul iugoslav Rjeka, din M. Adriatică.

Descriind aceste fapte, Ch. Elton (1958) considera că Lacul Amar ar fi o barieră care, multă vreme, nu va permite răspîndirea unui prea mare număr de specii pe calea canalului. Dar, această speranță a fost înșelătoare. În 1956, pentru înlesnirea trecerii unor nave de mare capacitate, canalul a fost adîncit cu 12 m, apa Lacului Amar s-a diluat ajungînd la salinitatea Mării Roșii. De atunci peste 100 specii au pătruns din M. Roșie în Mediterana. Din acesta, 24 specii de pești, dintre care o specie de synodontid, a devenit obiect important de pescuit industrial. Se înțelege că procesul migrației continuă. El duce treptat la o restructurare complexă și profundă a biocenozelor din estul Mediteranei. Unele specii locale ar putea să dispară, altele să crească numeric, unele imigrate să se înmulțească sporind productivitatea biologică a acestor ape. Cu timpul, treptat se vor stabiliza noi stări de echilibru, afectînd evoluția tuturor speciilor din zonă.

Canalul Panama prezintă o situație cu totul diferită. Inaugurat în 1914, cu o lungime de 79,6 km, străbătînd istmul Panama, el restabilește legătura dintre oceanele Atlantic și Pacific, întreruptă acum 3—4 milioane de ani prin exondarea istmului și totodată întrerupe legătura directă, pe uscat, între două regimuri biogeografice — Nearctică (America de Nord), Neotropicală.

Comunicarea largă înainte de apariția istmului a făcut ca fauna celor două oceane în zona Americii Centrale să fie asemănătoare, în timp ce fauna Americii de Nord era total izolată de cea a Americii de Sud. Apariția istmului a avut două consecințe importante. Pe de o parte a separat Oceanul Atlantic de Oceanul Pacific și a determinat deosebirea de condiții de viață : în Pacific, din cauza noii configurații a curenților, apa a devenit mai rece, mareele mult mai accentuate (6—7 m) decît în Atlantic (0,5 m) în zona respectivă. Deci, s-au creat premisele evoluției divergente a faunelor oceanice. Pe de altă parte s-a creat comunicarea pe uscat între cele două Americi, ceea ce a dus la interpătrunderea treptată a unei serii de elemente faunistice din două regiuni biogeografice complet diferite. Apariția canalului ar fi trebuit să împiedice sau să încetinească mult aceste două procese. În realitate lucrurile stau altfel. Spre deosebire de Suez, situat la nivelul mării și străbătut de un curent de apă permițînd o migrație relativ lesnicioasă a vieţuitoarelor, Canalul Panama străbate un lanț de munți. Cu ajutorul unei serii de ecluze navale urcă la o anumită înălțime și apoi coboară pînă la nivelul oceanului. Pe lîngă aceasta, în zona centrală a canalului, prin construcția unor diguri, s-a creat un mare lac de apă dulce — Gatun — reprezentînd o barieră foarte eficientă în calea unor eventuali emigranți oceanici. În același timp, îngustimea canalului nu reprezintă o barieră prea eficientă în calea schimbului de faună terestră.

Perspectiva construirii unui nou canal care să străbată istmul la nivelul oceanului (cu ajutorul exploziilor nucleare) face ca, de pe acum, să se întreprindă cercetări în vederea prognozei schimburilor ce ar putea interveni din amestecul faunei celor două oceane din această zonă, unde exploatarea resurselor oceanice este de mare importanță economică pentru întreaga regiune (Wagner, 1971).

Un ultim exemplu se referă la consecințele ecologice și parțial economice ale construirii Canalului Welland, între lacurile nord-americane Ontario și Erie, despărțite pînă atunci prin cascada Niagara. Construcția canalului s-a terminat în 1829 și a permis trecerea ciclostomului *Petromyzon marinus* din Lacul Ontario în Erie. Această specie trăiește mai ales în ocean, dar, pentru reproducere intră în ape dulci. Este un răpitor și ectoparazit : se prinde de alți pești cu gura în formă de ventuză și le consumă carnea și sucurile, omorînd victima. În Ontario, *P. marinus* a pătruns mai demult. Cam un secol i-a trebuit ca să ajungă în Lacul Erie, dar de aici s-a răspîndit în alte lacuri — ca Huron, Michigan, Superior, înmulțindu-se în masă în apele afluente ale lacurilor. Principala victimă a devenit salmonidul *Salvelinus namaycush* care reprezintă și un important obiect de pescuit industrial.

În decurs de zece ani, după anul 1937 cînd *P. marinus* a ajuns în lacurile Huron și Michigan, pescuitul acestui salmonid a scăzut de la 3 900 tone la 12 tone. A scăzut considerabil și numărul altor specii de pești (Elton, 1958). Prin urmare, construirea canalului permițînd pătrunderea în zona marilor lacuri a unui important răpitor, a dus la perturbări profunde în întreaga structură a biocenozelor și totodată a adus mari pagube econo-

mice, ilustrînd o dată în plus cum, lipsa de prevedere ecologică, determină deteriorarea ecosistemelor.

DETERIORAREA PRIN INTRODUCEREA DE SPECII ÎN ECOSISTEME

Orice specie posedă o anumită capacitate de răspîndire geografică (extinderea arealului geografic) şi ecologică (pătrundere în ecosisteme diferite — deci extindere de areal ecologic). Acest proces s-a desfăşurat în tot cursul istoriei vieţii pe Pămînt şi se desfăşoară şi în prezent. În acest fel, în funcţie de valenţele lor ecologice, prin mijloace active sau pasive, speciile îşi extind arealele, populează vastele întinderi oceanice şi continentele, reuşesc să populeze insulele cele mai îndepărtate, trec dintr-o regiune geografică în alta, pătrund în reţelele hidrografice ale uscatului, în izvoare, pînze freatice, peşteri etc.

În acest proces, multe încercări se soldează cu eşec din cauze diferite : factori abiotici nepotriviţi, biocenoza nouă se dovedeşte atît de complexă şi închegată încît nu permite instalarea (realizarea unui anumit nivel numeric şi constituirea unei nişe ecologice) noului intrus. Atunci cînd acest lucru reuşeşte, el determină o transformare treptată atît a speciei pătrunse (aceasta face ca populaţiile unei specii în ecosisteme diferite, să difere mai mult sau mai puţin una de alta), cît şi a biocenozei în care a reuşit să se instaleze.

Acest proces este firesc şi el reprezintă de fapt procesul evoluţiei speciilor şi al biocenozelor. În adevăr, genofondul unei specii (populaţii) se formează sub controlul selecţiei a cărei formă, intensitate, direcţie —, sînt controlate de întregul ecosistem din care face parte (vezi capit. baze teoretice). Trăsăturile particulare ale populaţiei ca nivelul numeric, prolificitatea, polimorfismul ei genetic şi fenotipic, modul cum îşi îndeplineşte funcţiile în biocenoză — de reciclare a materiei şi de transfer al energiei şi informaţiei — toate reprezintă adaptări faţă de alte specii din biocenoza dată şi faţă de factorii biotopului ei.

Pătrunderea într-un nou ecosistem înseamnă schimbarea corelaţiilor cu factorii biotici şi abiotici, deci schimbarea modului de acţiune al selecţiei ceea ce duce treptat, în succesiunea generaţiilor, la schimbarea mai mult sau mai puţin profundă, a genofondului populaţiei pătrunse, la adaptarea ei faţă de noile condiţii. Dar totodată ea reprezintă un nou factor biologic în viaţa ecosistemului şi prin trăsăturile sale particulare, prin modul de îndeplinire al funcţiilor sale, ea determină anumite schimbări structurale şi funcţionale în întregul ecosistem în care a pătruns, pînă la stabilirea unei noi stări de echilibru.

Aceste schimbări, produse în mod natural, se desfăşoară de obicei lent, treptat, în timp îndelungat, fără perturbări violente, deşi în final pot afecta profund speciile implicate.

Numeroase exemple pot ilustra cele spuse. Vom da numai două reprezentînd, într-un fel, extremele situaţiilor.

Un prim exemplu se referă la populaţiile de pe Insulele Galapagos. Insulele acestui arhipelag, situat în Oc. Pacific în zona ecuatorială, la circa 1 000 km de coastele Americii de Sud, sînt de natură vulcanică, nu au avut legătură directă cu continentul şi au fost populate de plante şi animale venite (activ sau pasiv) din America de Sud. Insulele fiind îndepărtate între ele, populaţiile stabilite pe fiecare insulă s-au dezvoltat în izolare

față de cele de pe alte insule. Ca urmare fiecare are speciile ei endemice, înrudite cu specii sud-americane, dar net diferite de acestea. Unele specii s-au schimbat profund. De pildă o specie de șopîrlă — *Conolophus subcristatus* a devenit acvatică (singura specie de șopîrlă acvatică cunoscută), hrănindu-se cu plante de apă, un cormoran a devenit nezburător etc.

Un al doilea exemplu se referă la o pasăre *Bubulcus ibis* (stîrcul de cireadă) african, care recent (după al doilea război mondial) a ajuns în America de Sud (adus de furtună), s-a extins în partea sudică a Statelor Unite devenind un element component al biocenozelor locale, fără să fi adus perturbări remarcabile, deocamdată — cel puțin.

Omul a schimbat desfășurarea acestor procese naturale. Prin intensificarea circulației și dezvoltarea mijloacelor de transport a oamenilor și a mărfurilor, prin creșterea necesităților economico-sociale, răspîndirea plantelor și a animalelor a dobîndit o amploare fără precedent, de cele mai multe ori scăpînd atît de controlul selecției cît și al oamenilor.

În esență, introducerea de elemente (specii) străine în diferite biocenoze poate fi neintenționată sau intenționată.

Consecințele unor asemenea introduceri se soldează deseori cu ceea ce Elton a denumit „explozii ecologice" — creșteri neobișnuite ale numărului indivizilor speciei date, soldîndu-se adesea cu adevărate catastrofe ecologice și economice. O neîntrecută analiză și sinteză a acestor „explozii" este făcută de Elton în cartea sa „Ecologia invaziilor plantelor și animalelor" (1958) din care vom prelua unele exemple.

Introduceri neintenționate. Prin anul 1929, pe o navă militară venind din Dakar (Africa de vest) au ajuns pe coasta răsăriteană a Braziliei cîțiva țînțari din specia *Anopheles gambiae,* vectori ai malariei, care pînă atunci existau numai în Africa. Curînd, a apărut malaria. Țînțarii s-au răspîndit în lungul coastei dar au pătruns și în interiorul țării pe distanța de vreo 300 km. În anii 1938—1939 la distanța de 320 km de punctul inițial, a izbucnit o puternică epidemie de malarie în urma „exploziei" numerice a țînțarilor. Sute de mii de oameni s-au îmbolnăvit, circa 12 mii au murit. Acest efect dezastruos s-a datorat unor trăsături ecologice și comportamentale specifice pentru țînțarul african. În Brazilia existau și există țînțari vectori ai malariei dar larvele lor trăiesc în ape umbrite, în interiorul pădurilor, iar adulții de obicei nu pătrund în locuințele oamenilor. Țînțarul african se dezvoltă în ape însorite în afara pădurii și se adăpostește în locuințele oamenilor unde se produce și atacul. Cunoașterea acestor particularități a permis și a ușurat combaterea. O campanie foarte energică de combatere susținută timp de 3 ani a permis distrugerea completă a acestor țînțari în America de Sud.

Ca măsură de prevedere a fost introdus un control general al avioanelor. În unul din ele a fost găsită o muscă țețe (*Glossina palpalis*), vector al bolii somnului, specifică Africii.

Un alt exemplu se referă la ciuperca *Endothia parasitica* ce parazitează pe castani. La începutul secolului al XX-lea, ciuperca a ajuns în S.U.A., adusă din Asia, cu material săditor din pepiniere. Ciuperca parazitează și pe castanii din Asia, fără însă a dăuna arborilor (s-a produs adaptarea reciprocă a speciilor). Castanul est-american *Castanea dentata* s-a dovedit deosebit de sensibil la ciuperca asiatică. De subliniat că pe acest castan parazitează două specii americane de *Endothia,* fără a-i pricinui daune. În scurtă vreme specia de ciupercă asiatică a distrus castanul de pe vaste în-

tinderi, pricinuind pagube materiale considerabile. Ca urmare, culturile de castan american au fost înlocuite prin introducerea speciei de castan chinezesc *Castanea mollissima* rezistent (deşi nu total) la ciupercă. În 1938, *E. parasitica* a ajuns din America în Italia şi în Spania unde atacă culturile de castan comestibil.

Semnificaţia acestui exemplu stă în adaptarea reciprocă a speciilor (ciupercă—castan), elaborată în decursul evoluţiei îndelungate, în comun, în aceeaşi biocenoză şi lipsa unei asemenea adaptări cînd vin în contact specii provenind din biocenoze diferite.

O adevărată catastrofă economică s-a produs cînd acum aproximativ un secol afidul *Phylloxera vitifolii* a pătruns din America în Franţa (prin Bordeaux şi alte porturi). Pînă atunci această insectă (ord. *Homoptera*) trăia pe specii de viţă sălbatică din S.U.A., la vest de Munţii Stîncoşi, fără a pricinui pagube vizibile (adaptare reciprocă a genofondului !). Ajuns în Franţa şi apoi în Algeria a distrus culturile de viţă pe suprafeţe imense (în Franţa pe 1 200 000 ha). Atunci a apărut ideea de a altoi soiurile europene de viţă pe cele americane, rezistente la filoxeră. În acest fel a fost stăvilită invazia acestui afid.

Un alt exemplu din categoria introducerilor neintenţionate se referă la gîndacul de Colorado *(Leptinotarsa decemlineata),* important dăunător al culturilor de cartof. După cum se ştie, cartoful *(Solanum tuberosum)* este de origine americană şi a fost introdus în Europa prin secolele XVI—XVII unde, prin selecţie artificială, au fost obţinute variate soiuri.

Gîndacul de Colorado exista în biocenozele naturale în zona de est a Munţilor Stîncoşi din Colorado pînă în Mexic, hrănindu-se mai ales cu un solanaceu spontan — *Solanum rostratum.* El a trecut pe cartoful cultivat cînd acesta, adus din Europa în America, s-a răspîndit, prin cultivare, spre vest şi a ajuns în contact cu aria de răspîndire naturală a gîndacului (1859). Din acest moment insecta a început repede să înainteze spre răsărit şi în 1874 a ajuns la coasta atlantică a Statelor Unite iar peste alţi doi ani primele exemplare au apărut în Europa (Germania) unde au fost distruse. Între 1920 (cînd pătrunde prin portul Bordeaux şi reuşeşte să se înmulţească) şi 1925 el se răspîndeşte în toată Franţa şi de aici se întinde în toată Europa, pricinuind mari pagube economice. La noi în ţară el a pătruns prin anii 1950. Pînă în prezent nici o metodă de combatere nu a reuşit să distrugă acest dăunător periculos.

Lista exemplelor s-ar putea lungi foarte mult deoarece speciile transportate neintenţionat şi care au pătruns în noi teritorii şi ecosisteme se numără cu miile. Deşi majoritatea acestora sînt reprezentate prin insecte, numeroase specii din alte grupe au fost introduse în acelaşi fel : ciuperci, buruieni, crustacei, moluşte, peşti, păsări, mamifere.

Din acest din urmă grup vom cita — bizamul *(Ondatra zibethica),* specie nord americană (nearctică). În Europa a fost adus în 1905, în număr de 5 exemplare, de către un amator din Cehoslovacia. Scăpînd din cultură a început invadarea Europei. De aici a pătruns la noi în ţară în partea de vest (1938—1939) (Marcheş, 1960). Pe de altă parte în U.R.S.S. a fost introdus ca animal de blană, s-a extins şi a pătruns în Delta Dunării (1951) (Marcheş, 1960).

După cît se pare, din datele prezentate de Marcheş (1960) în jurul anilor 1958—1959 s-a produs o înmulţire explozivă a bizamului, cînd a şi pricinuit pagube importante în zona deltei, distrugînd un mare număr de vintire şi taliene. Mai tîrziu, pare-se că specia s-a integrat în biocenozele

deltei. Este vînat pentru blană în număr destul de mare, şi uneori se semnalează slăbirea digurilor prin galeriile săpate de bizami. Tot din U.R.S.S. a pătruns şi s-a stabilit la noi, cîinele enot *(Nyctereustes procyonoides),* semnalat prima dată în 1951, lîngă Bucureşti şi în alte părţi (Moldova, Maramureş, Dobrogea) (Ionescu V., 1968). În prezent s-a integrat în ecosistemele din Delta Dunării.

Pătrunzînd în noi ecosisteme unde adesea lipseau duşmanii lor naturali, care le controlau înmulţirea şi faţă de care erau adaptaţi, inclusiv prin potenţialul lor reproductiv, noile specii se înmulţeau necontrolat introducîndu-se nu numai în agrosisteme cu structuri simplificate ci şi în biocenoze naturale, deteriorînd echilibrele existente, înlocuind adesea multe specii endemice, modificînd mai mult sau mai puţin violent şi profund structura biocenozelor.

Introduceri intenţionate s-au făcut şi se fac în cele mai diferite scopuri — plante de cultură (alimentare, tehnice, esenţe lemnoase, decorative), animale pentru scopuri alimentare, cinegetice, estetice. Dar, adesea urmările acestor introduceri sînt cu totul neprevăzute, nedorite şi păgubitoare atît pentru economia umană cît şi pentru ecosistemele naturale corespunzătoare care se deteriorează.

Unul din cele mai grăitoare exemple de acest fel îl reprezintă Noua Zeelandă. Formată din două insule principale, este izolată de continentul mai apropiat — Australia — de aproximativ 70 milioane ani, ceea ce a făcut ca aici să se păstreze şi să se dezvolte o remarcabilă floră şi faună endemică. Din cauza izolării aici nu au putut pătrunde alte mamifere decît două specii de liliac şi cîini introduşi de băştinaşii Maori.

După descoperirea ei de către albi, coloniştii din diferite părţi ale lumii, dar mai ales din Anglia, au început să introducă tot felul de plante şi animale (Elton, 1958 ; Wagner, 1974). Astfel că, în 120 ani au fost introduse 207 specii numai din grupul vertebratelor, din acestea 53 specii de mamifere dintre care 34 persistă şi astăzi. Din totalul speciilor 29 au ridicat tot felul de probleme. Astfel, în 1938 iepurii de vizuină devenind prea abundenţi, au fost introduse mamifere carnivore ca hermelina, dihorul, nevăstuica. Dar aceştia înmulţindu-se au devastat în primul rînd păsările autohtone.

În 1851 a fost introdus cerbul *(Cervus elaphus)* care s-a înmulţit vertiginos şi s-a extins în ambele insule. Împreună cu oile introduse şi ele, au distrus numeroase specii de plante, au oprit regenerarea pădurilor, au dus la extinderea eroziunilor. Din 1932 pînă în 1954, vînători angajaţi de guvern au omorît peste 500 000 cerbi. Din 1958 s-a început otrăvirea cerbilor care persistă şi în prezent.

A fost introdus marsupialul opossum (*Trichosurus vulpecula*) ca animal de vînătoare pentru blană. S-a înmulţit repede şi fiind ierbivor, a pricinuit uriaşe pagube pădurilor şi livezilor. Numai în anul 1945 au fost omorîte 922 088 exemplare.

Ca urmare a acestor introduceri, întreaga floră şi faună endemică, de o inestimabilă valoare ştiinţifică, întreaga structură a biocenozelor unice, au fost deteriorate în mod ireversibil.

Se cunosc urmările catastrofale ale introducerii iepurelui de vizuină european *Oryctolagus cuniculus* în Australia. În 1859 au fost aduse în Australia 24 exemplare. S-au înmulţit nestăvilit, neavînd duşmani naturali şi au devenit un adevărat flagel. Creşterea vertiginoasă a numărului iepu-

rilor se poate vedea din numărul de piei exportate : 33 000 în 1873, 9 milioane în 1882, 17,5 milioane în 1945.

S-au introdus vulpi din Europa, dușmanii naturali ai iepurelui. Dar vulpile au preferat să consume miei și faună locală mai ușor accesibilă, determinînd alte și complexe schimbări biologice. Momelile otrăvite folosite contra vulpilor au dus la nimicirea unui mare număr de animale autohtone. O virozâ vehiculată de căpușa *Ixodes holocyclus* a stăvilit extinderea vulpilor. O epidemie de tularemie pricinuită de *Pasteurella tularense*, a stăvilit temporar, în 1911, extinderea iepurelui, dar apoi ea a fost reluată, În 1950 înmulțirea și extinderea iepurilor a fost oprită prin introducerea mixomatozei, o virozâ a iepurilor, provenind de la *Sylvalagus* din California. Dar, după o perioadă de 6—7 ani, iepurii au devenit parțial imuni, astfel încît în prezent, după fiecare epidemie de mixomatoză, numărul lor crește tot mai mult.

În 1872, mangusta *(Herpestes auropunctatus)* — mamifer din ord. *Carnivora,* fam. *Viverridae*), originară din regiunea Indo-Malayezâ (orientală) a fost introdusă în Insula Jamaica (din grupul Insulelor Antile), cu scopul distrugerii șobolanilor care pricinuiau mari daune culturilor de trestie de zahăr. Odată introdusă mangusta, realmente a pustiit insula, distrugînd nenumărate animale sălbatice, inclusiv șerpi, șopîrle, broaște, crabi, ca și animale domestice (pui de pisici, cîini, păsări). Astăzi este stabilizată o biocenozâ mult diferită de cea inițială.

Pe la începutul secolului, în Lacul Wisconsin din America de Nord a fost introdus crapul, pește de origine asiatică. În decurs de aproximativ 20 ani, fauna ihtiologică a lacului s-a schimbat profund în comparație cu a altui lac vecin, aflat în condiții asemănătoare cu primul, dar în care nu s-au introdus crapi. Efectivul unei serii de specii a scăzut considerabil, iar altele au dispărut complet. Una din cauze a fost distrugerea vegetației de către crap (Bodenheimer, 1955).

Atunci cînd o specie introdusă într-un ecosistem nou pentru ea, reușește să se stabilească în el și să se reproducă normal, zicem că s-a produs aclimatizarea speciei respective.

Pentru reușita aclimatizării ea trebuie precedată de o cercetare atentă a speciei date, ținînd seama de cîteva criterii importante. Astfel, cunoscînd arealul speciei, trebuie stabilit dacă în noul ecosistem caracteristicele climaterice corespund cerințelor speciei date în toate momentele importante ale vieții. Pe lîngă acesta, cunoscînd biologia speciei date (habitatul pe care-l preferă, condițiile necesare reproducerii, hrana, dușmanii etc.) trebuie stabilit că, în ecosistemul receptor nu există specii autohtone cu biologia asemănătoare, deci trebuie stabilit că există un loc liber în economia ecosistemului dat. De asemenea, trebuie cunoscută dinainte valoarea economică a speciei și eficiența ei în utilizarea resurselor mediului nou pentru ea.

Un exemplu de reușită deplină a unei asemenea operații, bazată pe un studiu prealabil bine organizat, a fost introducerea polichetului *Nereis diversicolor* din Marea Azov în Marea Caspică (1939—1940). În 1948 biomasa acestui vierme în Caspica reprezenta 200 000 tone, iar suprafața teritoriului ocupat de el se ridica la 30 000 km^2. În același timp, el a devenit un component important din hrana peștilor Caspicei, mai ales a sturionilor, a plăticii și a altor pești. Odată cu Nereis, a fost introdus din Azov în Caspica moluscul *Syndesmya* care și el s-a aclimatizat pe deplin, astfel

încît în 1960 reprezenta circa 27% din biomasa bentosului din nordul Mării Caspice şi este intens consumat de sturioni (Constantinov, 1972).

* * *

Numeroase specii au pătruns spontan sau au fost introduse intenţionat în ecosistemele din ţara noastră. Vom cita doar cîteva exemple.

Helodea canadense (ciuma apei), originară din America, a pătruns în Europa, a invadat numeroase ape stătătoare, eliminînd multe specii locale. A pătruns şi în apele noastre dulci, inclusiv în bălţile dunărene. Trebuie însă menţionat că în bălţile zonei inundabile nu a reuşit să se instaleze, iar în Delta Dunării s-a stabilit doar în cîteva locuri (ex. ghiolul Ledeanca în apropiere de satul „Mila 23" Zătoane — la Sud de Sfîntu Gheorghe). Explicaţia acestei limitări constă probabil în faptul că ecosistemele mature, bine stabilizate din deltă cu numeroase macrofite submerse precum şi condiţiile variabile ale zonei inundabile nu au permis înmulţirea şi răspîndirea acestei specii străine.

Acum 3—4 decenii s-a încercat introducerea în cultură, în zona deltei (Maliuc) şi în zona inundabilă a Dunării, a stufului italian *Arundo donax,* în vederea obţinerii unor mai mari cantităţi de celuloză. Introducerea nu a reuşit, ca de altfel şi încercările de cultură a bambusului.

În lunca şi Delta Dunării, ca şi în alte zone umede, pădurile de sălcii, zăvoaiele, sînt treptat înlocuite cu plantaţii de plop repede-crescător — ca sursă de lemn industrial. Efectele ecologice ale acestei substituiri nu au fost cercetate cu atenţia cuvenită, dar unele din ele sînt vizibile în orice moment. Pădurile bătrîne de sălcii, în afară de faptul că reprezentau o sursă de combustibil pentru satele învecinate, dar ofereau un excelent adăpost, loc de înmulţire şi hrană pentru o bogată faună de nevertebrate, păsări şi mamifere mici. Zăvoaiele prezintă o mare diversitate floristică şi faunistică. Nu mai trebuie subliniată frumuseţea peisajului creat de aceste biocenoze şi căutat de orice călător.

Plantaţiile de plopi repede-crescători, prin structura lor uniformă, prin habitatul lor şi al arborilor, prin scurta lor existenţă (pînă la tăiere), nu sînt locuri prielnice pentru instalarea unei flore şi faune diversificate. Ele duc la tot mai mare sărăcire floristică şi faunistică a zonelor respective. Acelaşi efect îl au plantările de conifere în locul pădurilor de foioase din multe zone de cîmpie.

Schimbări importante s-au produs în ultimele decenii în structura ecosistemelor Mării Negre prin pătrunderea unei serii de specii provenite din alte bazine maritime sau oceanice, probabil datorită intensificării navigaţiei, multe animale (adulte şi mai ales larve) putînd fi transportate în apa de balast a navelor.

Prin anii 1950 a fost semnalată prima dată apariţia în apele M. Negre a gasteropodului *Rapana thomasiana* care a ajuns aici din apele Japoniei. Este un răpitor vorace care se hrăneşte cu alte moluşte, găurindu-le cochiliile şi consumîndu-le părţile moi ale corpului. Ea s-a înmulţit repede neavînd duşmani naturali în M. Neagră şi s-a răspîndit în lungul coastelor. După ce a distrus bancurile de stridii de pe coastele Caucazului, a înaintat rapid către vest şi în anii 1960 a ajuns la coastele româneşti unde se hrăneşte cu midii şi cu alte moluşte, determinînd schimbări profunde în structura bentosului (Zenkevici, 1963 ; Gomoiu, 1981).

Lamelibranchiatul *Mya arenaria* este o altă specie pătrunsă în M. Neagră (probabil din Marea Nordului) și care a produs importante perturbări. Semnalată în M. Neagră de autorii sovietici (Beșevli și Koliaghin, 1967) în anii 1961—1962, este găsită la țărmul românesc în 1969. De atunci a devenit o formă de masă (ajungînd la 2 700 ex/m^2 cu o biomasă de aproape 1 000 g/m^2.

Deși în 1972 ea părea a nu fi influențat biocenoza cu *Corbula mediterranea,* bogat reprezentată în zonă (Gomoiu și Petran, 1973), în decurs de 8 ani, această din urmă biocenoză a dispărut complet (Gomoiu, 1981). Deocamdată nu se poate spune cum vor evolua raporturile dintre *Rapana* și *Mya* deoarece se pare că *Rapana* nu atacă pe acest lamelibranchiat.

Crabul *Rithropanopeus harrisii tridentatus,* originar din zona Oc. Indian, a ajuns în apele mărilor europene (Olanda), iar în 1939 a fost semnalat prima dată în limanurile fluviilor Bug și Nipru, deci în bazinul Mării Negre.

În apele românești a fost semnalat prima dată în 1951 (Ziemiankowski). S-a răspîndit și s-a instalat repede în apele lagunare și litorale, suportînd bine apa cu salinitate scăzută. Se consideră că pătrunderea și instalarea lui au contribuit la ridicarea productivității biologice a apelor respective. În anii 1955—1956 s-a înregistrat o înmulțire masivă, pentru ca în anii următori să se producă o scădere simțitoare a numărului (Băcescu, 1967).

Recent a fost semnalată prezența unui alt crab — *Callinectes sapidus,* a polichetului *Pólidora ciliata limicola* (Gomoiu, 1981), precum și a briozoarului *Urnatella gracilis* [1].

În prezent sînt greu de prevăzut toate consecințele mai îndepărtate ale acestor evenimente după cum este la fel de greu să cunoaștem cauzele reale care fac posibilă pătrunderea, instalarea și expansiunea masivă a speciilor intruse.

Foare probabil ele sînt legate de schimbări profunde care se produc în ultimele decenii în Marea Neagră : eutrofizarea considerabilă a părții de nord-vest a bazinului în urma aportului de nutrienți de către fluviile ce se varsă în această zonă ; schimbări importante în structura fitoplanctonului, drept consecință a eutrofizării, cu scăderea diatomeelor și creșterea peridineelor dintre care *Exuviaella cordata* înregistrează înfloriri masive, determinînd adevărate maree roșii, însoțite de mortalitatea masivă a faunei ; sărăcirea considerabilă a macroflorei algale de pe fundul nisipos și stîncos ; dispariția sau rărirea considerabilă a multor specii de animale (stridii, scifozoarul *Lucernaria campanula,* gasteropodele *Phassianella pontica, Gibbula divaricata,* polichetele *Ophelia bicornis* și *Arenicola marina,* numeroase moluște, crustacei ; dispariția completă sau aproape completă a unor valoroase specii de pești ca scrumbia albastră *(Scomber scomber)* și pălămida *(Sarda sarda)* ; scăderea considerabilă a efectivului de sturioni și calcan ; înmulțirea neobișnuită a meduzei *Aurelia aurita* (Gomoiu, 1981).

Noi specii s-au stabilit și în ape dulci.

Dintre pești, menționăm unele specii mai importante (după Bănărescu, 1964) ; păstrăvul curcubeu *(Salmogairdneri irideus),* originar din California, a fost introdus în mai multe rîuri dar nu s-a menținut. Este crescut numai în păstrăvării din care scapă și în apele rîurilor, fără a se putea stabili.

---

[1] Comunicare personală din partea dr. M. Băcescu.

Fîntînelul *(Salvelinus fontinalis fontinalis),* originar din Nordul Americii de Nord, a fost introdus în Europa și este stabilit în cîteva rîuri din Banat, Transilvania, Moldova.

Bibanul soare *(Lepomis gibbosus),* originar din America de Nord, a fost introdus în Europa (Franța și R. F. Germania) și apoi s-a răspîndit pe cale naturală. La noi în țară trăiește în diferite ape dulci. În zona inundabilă a Dunării, în anii 1956—1957 s-a produs o înmulțire explozivă a acestui pește, dar apoi numărul lui a scăzut considerabil. Astăzi trăiește integrat, ca un modest component, în ecosistemele în care a pătruns.

În 1960 au fost introduse în țară o serie de specii de pești din China : *Ctenopharyngodon idella, Hypophthalmichthys molitrix* și *H. nobilis, Mylopharyngodon piceus,* în scopul valorificării unor resurse biologice ale ecosistemelor acvatice de la noi. Dintre aceste specii cea mai importantă este *C. idella,* un fitofag care se hrănește cu macrofite acvatice, în mare măsură nevalorificate în apele noastre. Se pare că pînă în prezent nu se înmulțește la noi pe cale naturală, deci încă nu poate fi considerat aclimatizat. Din crescătorii a scăpat în libertate, se pescuiește în apele dulci. E greu de prevăzut ce consecințe va avea stabilirea lui în biocenozele deltei sau ale altor ape.

Împreună cu acești pești introduși intenționat au fost aduși și alevini ale unui mic ciprinid *Pseudorasbora parva,* care se reproduce la noi, s-a răspîndit în diferite ape și pare că s-a integrat în ecosistemele noastre dulcicole.

DETERIORAREA PRIN SUPRAEXPLOATARE

Supraexploatarea speciilor. Scăderea efectivului unei sau al unor populații dintr-un ecosistem, dincolo de un anumit nivel critic cînd refacerea devine dificilă sau chiar imposibilă, și cu atît mai mult dispariția unei sau mai multor populații dintr-un ecosistem, au drept consecință schimbarea genofondului biocenozei, ca și a ecofondului ei. Modificarea structurii genetice, ca și a corelațiilor ecologice, la rîndul lor duc la modificarea sensului, intensității și formelor selecției. În ultimă instanță se produce deteriorarea relațiilor biocenotice existente, ca și a relațiilor dintre biocenoză și factorii abiotici.

De multe ori aceste efecte sînt greu sesizabile pentru moment și trec neobservate, alteori afectează interesele economice ale omului, iar în unele împrejurări, cînd afectează biocenoze întregi, pot fi de-a dreptul catastrofale pentru existența populațiilor umane, din zonele respective.

Dispariția sau scăderea pînă la un nivel critic a speciilor, local sau pe tot arealul lor, se datorează adesea supraexploatării lor (vînătoare, pescuit, suprapășunat etc.), dar de multe ori este consecința distrugerii habitatului lor, în care caz sînt afectate numeroase specii.

În tabelul nr. 20 este dat numărul speciilor de vertebrate dispărute definitiv, probabil dispărute și în pericol de dispariție.

Din tabel se vede că, din totalul speciilor (311) dispărute în timpuri istorice (marea majoritate 257, adică circa 82%), au dispărut în ultimele trei secole. Din același tabel se vede că mamiferele și păsările, deci grupele ale căror specii adesea au un important rol de control (răpitoarele) al întregii structuri trofice, reprezintă 88,4% din speciile dispărute și circa 80% din cele amenințate cu dispariția. De subliniat că nu există practic nici o evi-

TABEL 20

Numărul speciilor de vertebrate dispărute şi ameninţate de dispariţie în timpuri istorice (în paranteză sînt specii dispărute după 1700) (După Kai Curry – Lindahl, 1972)

Zona	Dispărute	Probabil dispărute	În pericol de dispariţie
Africa	21 (13)	9	155
Europa	5 (4) (+2 citate pentru Asia	—	21 (+4 citate pentru Asia)
Asia	40 (39)	8	216 (+2 citate pentru America de N)
America de Nord	32 (32)	7	164 (+3 citate pentru Asia)
America de Sud	61 (35)	6	153
Australasia	48 (45)	12	119
Oceania	51 (51)	3	59
Insulele oceanice izolate	53 (38)	4	69
Antarctica	0	0	0
Oceane	0	0	26
Total	311 (257)	49	982

Situaţia pe clase

Clasa	Dispărute	Probabil dispărute	În pericol de dispariţie
Mamifere	102 (69)	13	401
Păsări	173 (155)	19	388
Reptile	17 (14)	6	81
Amfibii	—	1	17
Peşti	19 (19)	10	95
Total	311 (257)	49	982

denţă clară a nevertebratelor dispărute sau pe cale de dispariţie, ca şi a plantelor. Evaluări aproximative arată că circa 20 000 specii de plante şi zeci de mii de specii de animale sînt ameninţate cu extincţie completă (Pavan, 1979). De asemenea, trebuie spus că de cele mai multe ori nu ştim aproape nimic despre implicaţiile genetice, ecologice, evolutive şi economice ale dispariţiei unei sau altei specii decît atunci cînd aceasta afectează în mod evident interesele noastre. Ceea ce putem spune cu certitudine este doar că asemenea implicaţii există. Mai trebuie adăugat că aceste implicaţii apar în ecosisteme locale de unde au dispărut speciile date, sau unde au scăzut numeric sub un nivel critic şi aceasta adesea cu mult înainte de dispariţia lor de pe tot arealul.

O asemenea situație a devenit evidentă în ultima vreme în domeniul exploatării resurselor oceanice.

Nevoia crescîndă de alimente face ca tot mai multe speranțe să se îndrepte spre resursele oceanului. De multă vreme, pe alocuri și în prezent, imensitatea spațiilor oceanice face să se considere ca inepuizabile resursele lui alimentare.

Dar încă din primele decenii ale secolului nostru au apărut indicii contrarii.

Primele victime au fost marile cetacee și alte mamifere mari.

Balena albastră *(Baleinoptera musculus),* cel mai mare animal de pe pămînt, putînd depăși 30 m lungime și 100 t greutate, al cărui număr total se cifra la începutul secolului, la circa 200 000 exemplare, a fost vînată prădalnic. Numai în anul 1930 au fost vînați 29 400 indivizi. După al doilea război mondial, echilibrul ecologic al populațiilor a fost rupt, numărul indivizilor a scăzut catastrofal, astfel încît în 1964, specia a fost luată sub protecția legilor internaționale, spre a fi salvată de la dispariție totală.

O soartă asemănătoare, cu scăderea numărului sub nivelul critic, au avut-o și alte balene ca *Baleinoptera physalus, B. borealis, Megaptera noveangliae.*

Caracterul nerațional al distrugerii acestor populații se vede din faptul că nu s-a ținut seama de eficiența acumulării de biomasă a acestor animale. Balenele sînt mari consumatoare de crustacei planctonici, printre care creveta *Euphausia superba* (așa-numitul Krill) ocupă locul întîi. Deci, balenele sînt consumatori de ordinul II. Din 100 kg Krill consumat rezultă circa 5 kg carne de balenă în timp ce tonul, un pește industrial, aflat la capătul unui lanț trofic mult mai lung (se hrănește cu macrouri care, la rîndul lor se hrănesc cu clupeide ce sînt planctonofage), transformă 100 kg de Krill — doar în 50 g carne. Deci, exploatarea rațională a balenelor menajînd rezervele populațiilor, ar fi fost mult mai rentabilă ca sursă de alimentare decît cea a tonului (Ramade, 1974).

Exploatarea industrială a Krillului este privită cu mult optimism în ultima vreme. Se consideră că ar putea fi extrase 50—100 milioane tone anual, depășind totalul capturilor oceanice de toate felurile, care în 1977 se cifrau la 73,9 milioane tone (FAO). Biomasa globală a Krill-ului în oceanele sudice este evaluată foarte diferit. Unii autori o estimează la 125—200 milioane t (El-Sayed, McWhinnie, 1979), alții la 2,1—2,9 miliarde tone (Naumov, 1978) sau chiar mai mult. În orice caz, cifrele sînt impresionante, și dată fiind scăderea numărului balenelor, se consideră că această cantitate va spori și mai mult. În realitate, biologia Krill-ului se cunoaște puțin, ecologia și mai puțin, toate estimările sînt foarte aproximative și la aceasta se adaugă faptul că nu se ține seama de corelațiile lui cu alți consumatori. În prezent se estimează că balenele consumă anual cam 33 milioane t, focele 104 milioane t, pinguinii și alte păsări acvatice — cam 39 milioane t, peștii și cefalopodele — circa 100—200 milioane t, deci un consum total de circa 276—376 milioane tone (El-Sayed, McWhinnie, 1979). Trebuie ținut seama și de faptul că acest consum nu este constant : creșterea hranei duce la creșterea consumatorilor.

Trebuie să fie limpede că o specie cu atîția consumatori este în miezul unei complexe rețele trofice, a cărei dezechilibrare poate fi foarte gravă. Am văzut în capit. privitor la autocontrolul biocenozelor că o concurență puternică între consumatorii dintr-un nivel trofic, poate duce la dezechilibrarea (destabilizare) nivelului inferior. Omul apare ca un concurent de

temut în consumul Krill-ului și consecințele acestei intervenții nu pot fi întrevăzute decît pe baza unor cercetări ecologice aprofundate.

Pescuitul prădalnic, necontrolat, a dus la supraexploatarea unei întregi serii de specii de pești care reprezentau pînă nu de mult baza pescuitului mondial (Iordănescu et al., 1980 ; Manea et al., 1980). De pildă, în Atlanticul de Nord, specii importante cum este codul *(Gadus morhua),* heringul *(Clupea harengus),* specii de sebastă *(Sebastes mentella, S. marinus),* de merluciu *(Merluccius merluccius, M. senegalensis)* și altele au ajuns la pragul critic, iar altele ca de pildă heringul tiran *(Brevoartia tyrannus),* eglefinul (*Melanogramus aeglefinus*) aproape că au dispărut din pescuit.

Situații asemănătoare se creează și în alte zone oceanice. Consecințele acestei stări de lucruri sînt foarte complexe. Ele afectează multe interese economice, implică reprofilarea tehnologiilor în vederea pescuirii altor specii. Pe plan ecologic consecințele sînt practic necunoscute, dar faptul că urmare a scăderii speciilor citate alte specii au înregistrat înmulțiri explosive (capelanul — *Mallotus villosus,* sardina — *Sardina pilchardus* etc.) arată evident producerea unor dezechilibre violente care afectează vaste ecosisteme, putînd duce la deteriorări ireversibile.

Caracterul irațional al exploatării și al utilizării resurselor marine se vede și din următorul fapt. După datele FAO (1979), din totalul capturilor acvatice mondiale (73,9 milioane tone în 1977), 28% deci circa 20 milioane tone de produse nu sînt folosite direct în alimentația oamenilor ci mai ales sub formă de făină în alimentația animalelor (în majoritate la creșcătorii industriale de păsări). Dar, în felul acesta, dacă ținem seama de randamentul transformării energetice care este cam 1/10, înseamnă că 9/10 din această cantitate se pierde în acest proces (circa 18 milioane tone), în timp ce în lume și chiar în unele țări mari producătoare de pește ca de ex. Perù populația suferă de lipsă de hrană proteică.

Supraexploatarea solului, pădurilor, pășunilor. Suprafața totală a terenurilor arabile ale Pămîntului este de circa 14 milioane km^2. Din această suprafață, în țările dezvoltate circa 3 000 km^2 sînt ocupați anual de construcții urbane [1]. Dar pierderile cele mai mari se produc din cauza eroziunii — ca urmare a exploatării nerationale și a supraexploatării.

Eroziunea solului este un fenomen care se produce în mod natural. Dar, pe solurile bine protejate de vegetația terestră neperturbată, refacerea solului echilibrează eroziunea lui. În cazul cînd protecția covorului vegetal e perturbată, eroziunea devine mai intensă decît refacerea și ca urmare solul se degradează. Stricarea acestui echilibru de cele mai multe ori se produce prin exploatarea nerațională și supraexploatarea solului.

Refacerea solului este un proces foarte lent : chiar în condițiile acoperirii cu vegetație sînt necesare 1—4 secole pentru formarea unui strat de 10 mm de sol.

În zonele tropicale, datorită condițiilor climaterice specifice (alternanța sezonului ploios și a celui secetos) și a naturii solurilor, acestea sînt deosebit de sensibile la presiunea exercitată de om, și ca urmare și eroziunea apare aici ca deosebit de intensă. De pildă, mai mult de jumătate din suprafața Indiei suferă de pe urma degradării solului.

Degradarea solului este legată și de supraexploatarea pădurilor, proces care are și alte consecințe pe cît de complexe pe atît de grave.

---

[1] Strategie mondiale de la Conservation, 1981.

Funcţiile pădurilor, indiferent de zona geografică, sînt multiple (Giurgiu, 1978) : hidrologică, de protecţie a solurilor, climatică, estetică, sanitar-igienică, recreativă.

Din punct de vedere ecologic primele trei funcţii sînt deosebit de importante.

Pădurile influenţează clima locală şi regională, în general moderînd-o. Coroanele arborilor, prin frunzişul lor, interceptează apa de precipitaţie moderînd impactul mecanic al ei asupra solului. Litiera are şi ea acest rol şi, pe lîngă aceasta, are capacitatea de a reţine mari cantităţi de apă — moderînd scurgerile de suprafaţă şi echilibrînd alimentarea pînzelor subterane prin apa de infiltraţie. În acest fel solul devine protejat împotriva eroziunii prin spălare. Aceste trăsături capătă o deosebită importanţă în bazinele de alimentare a rîurilor, lacurilor : împiedicînd scurgeri violente, este moderat regimul viiturilor, este împiedicată colmatarea lacurilor.

Despădurirea pantelor din asemenea bazine de alimentare duce la viituri violente, la inundaţii, la colmatarea rapidă a lacurilor naturale şi a bazinelor de acumulare.

Dragarea acestor bazine spre a le menţine funcţionalitatea prevăzută (energetică, rezerve de apă, irigaţii) devine foarte costisitoare; iar durata lor de funcţionare se reduce considerabil.

De pildă, un lac de acumulare din India (Nizamsagar), datorită colmatării, şi-a redus capacitatea de la 900 milioane m^3 la mai puţin de 340 milioane m^3, nemaiputînd satisface irigarea suprafeţei de 1 100 km^2 de culturi de trestie de zahăr şi orez, pentru care a fost construit.

În Argentina, dragarea estuarului fluviului La Plata pentru a avea acces liber în portul Buenos Aires, costă anual 10 milioane dolari. Volumul sedimentelor depuse anual în marile lacuri de acumulare din S.U.A. este estimat la peste 1 miliard m^3. [1]

Nu mai este nevoie să subliniem că, în majoritatea acestor situaţii, practic întregi ecosisteme sînt total compromise.

Situaţii critice şi mai grave se produc în urma supraexploatării pădurilor din zona ecuatorială şi a păşunilor din zonele aride şi semiaride (Hansjürg, 1977 ; UICN, 1980).

Suprafaţa pădurilor umede ecuatoriale s-a redus de la 1 600 milioane ha la 900 milioane ha. În Indonezia, Malayezia, Filipine, în vestul Africii şi în America de Sud, se taie anual pădurile de pe o suprafaţă de 6—9 milioane ha. Cîteva sute de milioane de oameni din aceste zone practică aşanumita agricultură itinerantă : se defrişează pădurea (adesea prin foc), terenul este cultivat cîţiva ani (de obicei 2—3 ani) după care, recoltele scăzînd, terenul este părăsit şi e defrişată altă porţiune. În zone tropicale umede fertilitatea solului se restabileşte după 8—12 ani, iar în zonele mai secetoase, după 20—30 ani. Necesităţile alimentare sporite, datorită creşterii populaţiei, duc la scurtarea perioadei dintre defrişări ceea ce nu permite refacerea solului care se degradează, este dereglat regimul hidrologic, zonele sînt părăsite şi dispare biocenoza de o mare complexitate şi stabilitate.

În zonele aride şi semiaride, cu o populaţie globală de circa 600 milioane oameni, suprapăşunatul duce la desertificarea unor vaste regiuni.

De milenii, în savanele africane, spre finele perioadei secetoase, ierburile uscate sînt incendiate, pentru a înlesni o mai bună creştere a ierburilor noi, în perioada ploioasă. Ploile violente care vin după perioada de

[1] Ibid.

secetă spală substanţele nutritive, eroziunea este puternică, se dezgoleşte stratul mai profund al solului bogat în oxizi de aluminiu şi de fier. Se produce lateritizarea solului — el pierde fertilitatea, capătă culoarea tipică a cărămizii arse şi adesea se acoperă cu o crustă — o veritabilă cuirasă care nu mai permite dezvoltarea vegetaţiei. În aceste condiţii suprapăşunatul exercitat de vite şi mai ales de capre, desăvîrşeşte distrugerea vegetaţiei şi favorizează extinderea deşertului.

Întregul deşert al Saharei, cel mai mare din lume, se datorează supraexploatării (mai ales suprapăşunatului) (Kay Curry Lindahl, 1972). În adevăr, documente paleontologice (polen, profile fosile cu sol bogat în humus şi altele), preistorice şi istorice, arată că în locul unde se întinde Sahara exista o bogată vegetaţie de păşuni şi păduri, ape abundente şi o bogată faună, inclusiv a marilor mamifere africane. Pînă acum 2000 ani existau încă păduri departe în interiorul Saharei actuale.

Extinderea deşertului, din aceleaşi cauze, se produce şi astăzi. În zona Sahel (teritoriu care traversează Africa la Sud de Sahara) din 1958 pînă în 1975, deşertul a înaintat spre sud cu 90—100 km, ca urmare a secetei şi suprapăşunatului. S-a propus oprirea înaintării deşertului prin plantarea unei fîşii de pădure lată de 150—200 km, traversînd Africa, deci pe o lungime de mii de km. Cheltuielile imense implicate fac ca propunerea să fie nerealistă.

Dacă ţinem seama că aceste fenomene de deteriorare a ecosistemelor se produc pe suprafeţe imense, înţelegem că ele afectează nu numai echilibrele ecologice locale, ci starea ecologică globală a ecosferei, implicit calitatea vieţii populaţiilor umane.

Cîteva concluzii privind deteriorarea sistemelor biologice

Necesităţile expunerii au impus prezentarea analitică a căilor şi factorilor care duc la deteriorarea ecosistemelor. Dar, după cum am artas atenţia în introducere la acest capitol, trebuie ţinut seama de faptul că diferite căi şi diferiţi factori de deteriorare, de cele mai multe ori, acţionează concomitent iar această acţiune se exercită asupra sistemelor biologice de toate nivelele — individual, populaţional, biocenotic. De aceea considerăm util ca o concluzie la acest capitol, să aruncăm o privire sintetică privind efectele deteriorării asupra sistemelor biologice de diferite niveluri.

Această privire porneşte de la un principiu subliniat în capitolul privind bazele teoretice ale ecologiei şi anume că un fenomen sau proces ce se produce la un nivel dat şi are o anumită semnificaţie pentru acel nivel, poate avea o cu totul altă semnificaţie pentru alt nivel de organizare. Aplicarea acestui principiu are importante consecinţe practice.

În cazul sistemelor de nivel individual diferiţi poluanţi produc intoxicări, alterări a funcţionării sistemului nervos sau a altor procese fiziologice (pesticide, poluanţi atmosferici, metale, petrol, poluare termică, sonoră etc.) ; mutageneză — care modifică informaţia genetică a organismelor (pesticide şi alţi poluanţi chimici, izotopi radioactivi) cu alterarea numărului şi a calităţii descendenţilor, inclusiv la populaţiile umane, mortalitatea sporită.

Problema efectelor deteriorării la nivel individual trebuie examinată diferenţiat, în primul rînd în ce priveşte omul, pe de o parte şi celelalte specii, pe de alta. Normele igienico-sanitare şi în general de protecţie a sănătăţii omului tind cel puţin în principiu, să stabilească asemenea limite admisibile ale deteriorării mediului încît să nu pună în pericol nici o viaţă umană. Asemenea criterii tind a fi aplicate şi la unele specii în situaţii

speciale : animale domestice, specii de plante şi animale ocrotite de lege, deşi niciodată cu aceeaşi rigoare ca la om. În toate aceste împrejurări controlul deteriorării mediului tinde să asigure existenţa tuturor indivizilor din populaţiile respective.

Faţă de celelalte populaţii criteriile şi normele se schimbă căpătînd de fapt caracter statistic populaţional. În aceste cazuri, dispariţia unui număr de indivizi dintr-o populaţie nu este luată în consideraţie şi adesea nici nu este semnificativă, atîta timp cît nu schimbă starea de echilibru a ecosistemului. În acest caz, normele ecologice privind presiunea activităţilor umane asupra ecosistemelor, fără a putea asigura securitatea tuturor indivizilor biocenozei, vor tinde să nu permită creşterea mortalităţii peste un anumit prag la speciile importante, fie pentru om, fie pentru funcţionarea normală a ecosistemului.

La nivel populaţional deteriorarea condiţiilor, acţionînd ca un factor al selecţiei, poate duce la modificarea genofondului populaţional prin includerea în el şi generalizarea unor mutaţii viabile şi utile (ex. rezistenţa la pesticide) şi eliminarea altora.

În condiţii schimbate, polimorfismul populaţional se poate dovedi de mare utilitate : schimbarea structurii ecologice a populaţiei (prin acţiunea selectivă asupra unor categorii de indivizi mai sensibili la noxe sau prin exploatare selectivă) reprezintă o cale importantă de supravieţuire. Dar, schimbarea structurii ecologice ca şi a dinamicii ei poate duce la schimbări rapide în structura genetică (Svarţ, 1980).

În unele condiţii se poate produce dispariţia completă a unor populaţii datorită supraexploatării, a schimbării factorilor abiotici (prin tratamente chimice, poluanţi, baraje etc.).

La nivelul populaţional, stabilirea limitelor admisibile ale deteriorării trebuie să pornească de la cunoaşterea structurii polimorfe a populaţiilor, pentru a stabili morfele cele mai sensibile care reprezintă faza critică (limitantă) pentru supravieţuirea populaţiei în noile condiţii.

La nivel biocenotic deteriorarea poate fi însoţită de alterarea genofondului şi a ecofondului biocenozelor, fie prin sărăcire, ca urmare a dispariţiei unor populaţii, fie în urma alterării genofondului unor populaţii ceea ce schimbă rolul lor în biocenoză, fie prin instalare (introducere) de noi specii în ecosistem.

Alterarea genofondului şi a ecofondului duce la schimbarea relaţiilor numerice şi funcţionale între populaţii, avînd drept urmare modificarea proceselor de transfer al substanţelor, energiei şi informaţiei, ca şi a procesului productivităţii biologice. Se modifică în ultimă instanţă, starea de echilibru a ecosistemului, se schimbă parametrii (intensitatea, sensul, forma) selecţiei naturale.

Modificarea drastică a biotopului, însoţită de schimbarea unora sau a tuturor factorilor abiotici (baraje, poluare industrială, organică, despăduriri, incendii) este urmată de desfiinţarea unor întregi biocenoze, înlocuirea lor cu altele simplificate (în medii poluate, de pildă), artificiale (agrosisteme) sau dispariţia fără înlocuire (desertificare).

Cele mai multe din aceste efecte duc la alterarea mecanismelor homeostatice ale ecosistemelor.

La nivelul ecosferei : sărăcirea genofondului global ; alterarea circuitelor biogeochimice globale ale unor elemente esenţiale (C, P, S, Ca, O etc.), alterarea capacităţii de autoreglare a biosferei, alterarea condiţiilor globale de viaţă pe Terra.

VII

OCROTIREA NATURII

Necesitatea ocrotirii naturii

— Pornim de la faptul că societatea umană este un subsistem al ecosferei, ca atare este integrată în ecosferă şi nu se poate sustrage legilor globale ale acesteia.

Între societatea umană şi ecosferă se produce un permanent schimb de materie, de energie şi informaţie. Adică, populaţiile umane participînd la activitatea celor mai diferite ecosisteme naturale, îndeplinesc funcţiile oricărei populaţii, participă la transferul materiei, energiei, informaţiei.

Dar, în cazul societăţii umane, acest proces are trăsături specifice :

a. Extragerea, de cele mai multe ori excesivă, a resurselor din ecosistemele naturale, datorită empirismului, necunoaşterii legilor (sub aspect calitativ şi mai ales cantitativ) de funcţionare a ecosistemelor respective. Deci, utilizarea neraţională a resurselor. În acelaşi timp se manifestă tendinţa de a exploata resursele pentru satisfacerea maximală a intereselor de moment şi nu se ţine seama de necesitatea aceloraşi resurse pentru generaţiile viitoare.

b. Extragerea din ecosferă şi deci introducerea în circuite biogeochimice a substanţelor care, în mod obişnuit, nu sînt circulate natural (sau în cantităţi neglijabile).

c. Crearea de ecosisteme artificiale menite să producă cantităţi necesare de bunuri materiale fără a cunoaşte limitele optime sau maxime ale acestei dezvoltări.

d. Intensificarea fără precedent a fluxului de energie folosind resurse cu totul noi, inclusiv transformarea unor ecosisteme (baraje), energia nucleară, fără a cunoaşte efectele globale posibile.

e. Producerea de deşeuri greu reciclabile sau nereciclabile pe cale naturală — deci tendinţa de linearizare a transferului materiei.

f. Lipsa de autocontrol a societăţii umane în ansamblu şi a funcţiilor sale în transferul material şi energetic.

Aceste caracteristici determină dereglarea funcţionării ecosistemelor naturale pe o scară tot mai mare, chiar globală, dereglare care duce la dezechilibrarea funcţionării celor mai diferite subsisteme, implicit a subsistemului societăţii umane, dezechilibrînd relaţiile lui cu ecosfera.

Restabilirea echilibrului normal este posibilă, prin :

a. ocrotirea naturii — care, de fapt, înseamnă ocrotirea resurselor şi care trebuie făcută pe plan local, regional, global, împotriva deteriorării pe oricare din căile studiate la capitolul „Deteriorarea ecosistemelor" ;

b. utilizarea raţională a resurselor ecosferei.

Ambele căi necesită cunoaşterea legilor ecologice (deci implică dezvoltarea cercetării), măsuri organizatorice fundamentate ştiinţific, educaţia ecologică a întregii populaţii pentru dezvoltarea unei conştiinţe ecologice.

De aici se vede că ocrotirea naturii este o problemă practică de cea mai mare însemnătate, iar activitatea legată de ocrotirea naturii este o activitate practică a societăţii omeneşti, menită să asigure condiţiile dezvoltării ulterioare a societăţii.

În ce constă ocrotirea naturii ?

Ocrotirea naturii ca funcţie a societăţii umane atît din fiecare stat în parte cît şi a comunităţii internaţionale reprezintă un sistem de măsuri organizatorice, juridice (legislative), tehnice şi educaţionale, avînd drept scop ocrotirea naturii şi deci a resurselor naturale, atît pe plan local cît şi global.

Prin resurse naturale se înţeleg elementele componente ale ecosferei Pămîntului sau chiar a spaţiului cosmic înconjurător, care sînt sau pot fi utilizate într-un fel sau altul de către societatea omenească.

Resursele naturale pot fi atît nebiologice ca — radiaţia solară, atmosfera, apa (din ocean, rîuri, lacuri, subterană etc.), litosfera (zăcămintele minerale etc.), cît şi biologice (specii de plante şi animale, ecosisteme, complexe de ecosisteme, ecosisteme mai mult sau mai puţin artificiale sau chiar create de om, unii indivizi biologici (arbori ocrotiţi de ex., sau plante şi animale fosilizate).

Toate aceste măsuri trebuie fundamentate pe o profundă şi amplă cercetare ştiinţifică, în faţa căreia ocrotirea naturii ridică o serie de probleme pe cît de importante pe atît de complexe.

Credem că una din problemele centrale, din care derivă multe alte probleme, este ocrotirea şi conservarea genofondului şi a ecofondului biosferei, eventual cu refacerea lor, acolo unde au fost deteriorate sau sărăcite şi chiar îmbogăţirea lor.

În ce constă această problemă, care sînt implicaţiile ei şi modalităţile de rezolvare ?

Prin genofondul biosferei înţelegem întreaga diversitate şi bogăţie a informaţiei genetice a speciilor şi populaţiilor ce intră în alcătuirea biosferei şi deci a fiecărui ecosistem în parte. Se înţelege că în acest genofond global intră, ca parte componentă şi genofondul populaţiilor umane.

Important este faptul că genofondul fiecărei populaţii este rezultatul evoluţiei ei într-un ecosistem dat, evoluţie ce s-a desfăşurat şi se desfăşoară sub controlul selecţiei. După cum s-a văzut în capitolul bazele teoretice ale ecologiei, selecţia este legea populaţiilor, dar sensul, formele, intensitatea ei sînt în bună măsură controlate de ecosistem şi mai ales de biocenoze, adică de relaţiile populaţiei date cu celelalte populaţii aparţinînd altor specii — deci de relaţii interspecifice. Prin urmare, genofondul oricărei populaţii este rezultatul corelaţiilor ei cu celelalte specii din ecosistem, el este adaptat la genofondul ecosistemului, este parte componentă a acestuia. La rîndul său fiecare populaţie, cu genofondul său, participînd la activitatea biocenozei (ca verigă în transfer material, energetic şi in-

formațional) influențează acțiunea selecției asupra altor populații și prin aceasta structura genofondului acestora.

Genofondul oricărei populații și a biocenozelor întregi este rezultat al procesului evoluției istorice (în timp și spațiu) și este în continuă transformare.

Prin ecofondul biosferei înțelegem întreaga diversitate și bogăție a structurilor, proceselor și relațiilor ecologice care asigură intrările, transformările, acumulările și transferul energetic, material și informațional al biosferei și deci ale fiecărui ecosistem în parte.

Între genofond și ecofond există o permanentă interacțiune și interdependență care nu justifică confundarea lor și cu atît mai puțin reducerea ecofondului la genofond.

Informația genetică a populației, biocenozei, biosferei, reprezintă fondul general și potențial al desfășurării structurilor și proceselor biologice. Realizarea lor concretă depinde de factorii ecofondului (structura ecologică a populațiilor, relațiile interspecifice, relațiile cu factorii biotopului, structura biocenozei etc.) care, reprezentînd factori ai selecției, controlează în ultima instanță procesele de structurare ale genofondului.

Apare limpede că genofondul și ecofondul unei populații reprezintă expresia fondului genetic și ecologic al ecosistemului dat și ele nu pot fi conservate nealterat prin cîteva exemplare ținute în grădini botanice sau zoologice.

Dispariția unei specii dintr-un ecosistem, reducerea sau sporirea numărului ei dincolo de limitele oscilațiilor numerice normale, precum și introducerea unor noi specii într-un ecosistem constituit, ca și schimbarea unor factori ai biotopului (clima, poluarea etc.), toate aceste schimbări duc la transformarea atît a ecofondului, cît și a genofondului.

Aceste transformări se produc în mod natural, ele reprezintă însăși procesul evoluției și al succesiunii ecologice. În condiții naturale, fără amestecul omului, ele se desfășoară de obicei lent, treptat, în timp îndelungat și duc la diversificarea crescîndă a formelor vieții, deci la îmbogățirea atît a genofondului cît și a ecofondului (vezi legitățile succesiunii ecologice) deoarece pe aceste căi se realizează maximalizarea intrărilor de energie în ecosisteme și în ecosferă, ca și stabilitatea lor.

Activitatea umană are drept scop, în primul rînd, creșterea productivității nete a ecosistemelor și exploatarea cît mai intensă a resurselor naturale, mai ales pentru satisfacerea nevoilor imediate ale societății. Realizarea acestor țeluri se face pe mai multe căi (ecologice, fiziologice, genetice etc.) ale căror efecte deteriorează mersul natural al proceselor.

Vom examina pe scurt aceste căi și unele din consecințele lor (Botnariuc, 1979).

Căile ecologice constau mai ales, în :

— înlocuirea ecosistemelor naturale, de cele mai multe ori mature, complexe, prin ecosisteme artificiale, cu structuri ultrasimplificate, deci corespunzînd unor stadii succesionale incipiente, caracterizate printr-o mare productivitate netă, dar și printr-o maximă instabilitate. Dacă totuși aceste sisteme persistă în timp (monoculturi forestiere și agricole, culturi de animale acvatice și terestre) aceasta se datorează faptului că ele funcționează ca subsisteme ale sistemului social uman care investește mari cantități de energie pentru menținerea agrosistemelor. Extinderea suprafețelor ocupate de aceste ecosisteme, în detrimentul celor naturale, pe scară

globală, implică restrîngerea, simplificarea structurii ecosferei — atît sub aspect ecologic, cît şi genetic ;

— exploatarea intensivă (nerațională) şi transformarea ecosistemelor naturale, concretizată, între altele, prin : exploatarea unor anumite esențe forestiere, ducînd la schimbarea structurii pădurilor ; schimbarea structurii unor ecosisteme naturale prin modificarea proporțiilor dintre specii în sensul cît mai util pentru economia umană ; exploatarea extensivă şi intensivă a unor specii, prin pescuit, vînătoare, uneori pînă la dispariția acestora ; introducerea în ecosisteme naturale stabilizate a unor specii străine, dar preferate de om (fără a mai vorbi de introduceri făcute de om fără voia lui) pentru interese cinegetice, pescăreşti, sportive, estetice etc. La prima vedere s-ar părea că, în acest fel, se produce îmbogățirea structurii ecosistemului şi creşterea diversității. Realitatea însă arată că rareori se obține un asemenea rezultat, de cele mai multe ori se creează grave dezechilibre soldate cu reducerea catastrofală sau chiar eliminarea unui număr de specii autohtone însoțite de reducerea productivității ecosistemului.

Căile fiziologice reprezintă consecința utilizării diferitelor mijloace, menite să sporească productivitatea plantelor şi animalelor cultivate. Unele din aceste mijloace — irigațiile, agrotehnica perfecționată şi tot mai diferențiată, îngrăşămintele — sînt menite să forțeze organismele de a da producții maxime admisibile fiziologic. Alte mijloace — pesticide, ierbicide etc. — sînt menite să protejeze plantele şi animalele îngrijite de om împotriva diferiților dăunători dar concomitent ele au adesea efecte fiziologice complexe.

Efectele globale ale aplicării acestor mijloace contribuie substanțial la rezolvarea problemei alimentației oamenilor, dar nu se poate trece cu vederea faptul că, în acelaşi timp, duc la uniformizarea culturilor, la scăderea diversității faunei, la apariția şi extinderea liniilor de dăunători rezistenți, la accentuarea instabilității ecosistemelor. La simplificarea structurii ecosistemelor şi la creşterea instabilității duc şi unele forme de poluare rezultate din aceste procedee.

Căile genetice constau în utilizarea diferitelor mijloace şi procedee (provocarea şi intensificarea variabilității genetice, controlul încrucişărilor, selecția etc.), avînd drept scop ameliorarea şi crearea de noi soiuri şi rase de plante şi animale cît mai utile omului.

Efectele acestor procese sînt dintre cele mai complexe şi profunde. Vom schița doar unele din ele.

Tendința de obținere, în diferite regiuni, a unor soiuri de plante şi rase de animale cît mai productive şi cît mai pure duce, pe scară globală, la apariția unor fenomene cu totul noi, inexistente în natura liberă şi care arată că selecția artificială, efectuîndu-se sub controlul omului, determină o nouă cale de evoluție calitativ diferită de cea naturală (Botnariuc, 1979). În primul rînd, prin eliminarea sistematică a unor variații sau genomi şi încorporarea şi generalizarea în populații a altora, aleşi de om, se determină scăderea polimorfismului populațional care, în condiții naturale, reprezintă una din cele mai importante adaptări populaționale.

În al doilea rînd, păstrarea purității soiurilor şi raselor obligă la controlul izolării reproductive a lor. În felul acesta se creează un politipism accentuat al speciilor domestice, în care rasele, deşi simpatrice, sînt izolate reproductiv. Relațiile dintre rase devin echivalente cu relațiile dintre specii bune, naturale (izolare reproductivă), deşi aceste soiuri sau rase nu au

funcționalitatea diversificată a speciilor naturale, ci sînt doar vicariante față de sistemul social uman căruia îi sînt subordonate. De aceea, deși omul a creat un număr de soiuri de plante și rase de animale, fapt care la prima vedere ar da impresia creșterii considerabile a diversității în biosferă, omogenitatea lor funcțional-ecologică face să nu se producă acest efect, iar extinderea lor tot mai mare are chiar efectul contrar.

Apare o tendință tot mai marcată de specializare a raselor, fapt care, ca și în natură, limitează capacitățile lor evolutive. De aici, în ultimele decenii, se accentuează tendința de reducere a numărului soiurilor și a raselor, extinzîndu-se, spațial și numeric, doar unele dintre ele, de interes comercial. Cîteva exemple :

Din cauza apariției de noi dăunători (linii rezistente la tratament), a modificării condițiilor de mediu, a schimbării cerințelor de către consumatori, viața medie a soiurilor de grîu și de alte cereale, în Europa și America de Nord este de 5—15 ani. În cîmpiile Canadei — mare producătoare de grîu, 75% din recolta de grîu se datorează cultivării doar a 4 soiuri, iar peste 50% din terenuri cultivate cu grîu, sînt ocupate de un singur soi (Neepawa). 72% din producția de cartofi americană se datorează la 4 soiuri.

În același timp, o dată cu scăderea diversității genetice a soiurilor cultivate, se constată dispariția formelor primitive strămoșești — sursa genetică a celor cultivate. Numeroase varietăți sălbatice de grîu, mei, fasole, tomate, cartofi, banane etc. — au dispărut, iar altele sînt pe cale de dispariție. Gravitatea acestor pierderi apare dacă ne gîndim că varietățile sălbatice reprezintă cea mai importantă sursă genetică de rezistență la dăunători, la boli, la condiții severe și de alte însușiri prețioase.

În situație similară se află și rasele de animale domestice. Din 145 rase de bovine indigene în Europa și bazinul mediteranean, 115 sînt în pericol de dispariție [1].

În Franța (Laurans, 1975 ; Ruffié, 1976) în ultimele decenii au dispărut sau sînt în pragul dispariției numeroase rase de bovine, ovine, porci, păsări. De pildă, în 1939 existau 21 rase de bovine, pentru ca în 1972 să rămînă doar 7.

Mai mult chiar, în interiorul raselor, pe zone întinse se produce o tot mai accentuată reducere a diversității genetice și deci uniformizarea genomului prin generalizarea tot mai mare a însămînțărilor artificiale cu spermatozoizi provenind de la un mic număr de reproducători. Pepinierele forestiere bazate pe semințe provenind de la un mic număr de arbori dintr-o zonă furnizează materialul săditor pentru vaste suprafețe, fără a ține seama de existența ecotipilor locali. Efectul : uniformizarea genetică și ecologică a populațiilor. Consecința unor astfel de procedee este în esență sărăcirea fondului genetic global al plantelor și animalelor aflate sub controlul omului și specializarea lui unilaterală.

Specializarea genofondului formelor cultivate (mai ales a animalelor) a mers atît de departe, încît prin eliminarea definitivă a unui mare număr de variații din genom și încorporarea altora noi (care în condiții naturale nu ar fi putut persista), întoarcerea la vechiul genom, divers și polimorf, a devenit de cele mai multe ori imposibilă. Diferite încercări de reconstituire a speciei sălbatice de origine nu au dat rezultate pozitive. Un exemplu : începînd cu 1920, Heinz Heck la München și Lutz Heck la Berlin au încercat reconstituirea lui *Bos taurus,* strămoșul bovinelor do-

[1] Strategie Mondiale de la Conservation U.I.C.N., 1981.

mestice actuale, dispărut în primele decenii ale secolului XVII. Încercarea de reconstituire s-a bazat pe metisajul mai multor rase europene. După cum remarcă J. Ruffié (1976) rezultatele în ansamblu au fost descurajatoare, deoarece genomul vechi nu s-a mai putut reface.

Dacă ţinem seama de faptul că strămoşii sălbatici ai multor forme domestice sînt definitiv dispăruţi, iar genomul lor nu se mai poate reface, putem conchide că evoluţia genomilor sub controlul omului merge pe o cale fără întoarcere, în sensul sărăcirii genofondului global, a îngustării şi limitării posibilităţilor viitoare de opţiune.

Riscurile unei asemenea căi sînt mari deoarece o schimbare mai mult sau mai puţin bruscă a condiţiilor, apariţia unei epidemii sau alte împrejurări nefavorabile pot produce pierderi imense pentru economie, pentru că genomul formelor cultivate şi domestice şi-a pierdut în bună măsură plasticitatea adaptativă. Ţinînd seama de aceste eventualităţi şi spre a nu limita prea mult căile viitoarei evoluţii a formelor controlate de om, Consiliul Naţional de Cercetări al Academiei de Ştiinţe din Statele Unite ale Americii, într-un raport asupra vulnerabilităţii genetice a principalelor culturi, a recomandat menţinerea unei anumite diversităţi genetice a plantelor cultivate şi a animalelor domestice. În acest scop se recomandă înfiinţarea unor rezervaţii animale şi vegetale reprezentînd adevărate rezerve genetice, unde s-ar putea regăsi, la nevoie, varietăţi, rase vechi, ca şi specii sălbatice periclitate.

Ce concluzii se pot desprinde din examenul sumar şi din compararea căilor de realizare a celor două strategii ?

1. Odată cu dezvoltarea activităţii umane apare un nou tip de relaţii interspecifice — între om (ca specie) şi speciile cultivate sau crescute de el (parţial şi destul de multe specii sălbatice) — obiecte ale exploatării sistematice, şi anume, exploatarea speciilor, subordonarea lor faţă de interesele speciei umane. La aceste specii, omul controlează (sau tinde să controleze) toţi parametrii populaţionali : numărul indivizilor în populaţii, structura pe vîrste şi sexe, structura genetică, nutriţia (cantitativ şi calitativ), ritmul de înmulţire, de creştere, trăsăturile morfologice, fiziologice şi comportamentale. Dezvoltarea tuturor acestor trăsături este orientată în sensul utilităţii maxime pentru om. Rasele şi soiurile create sub controlul omului devin atît de deformate, cu atîtea „hipertelii" încît reprezintă din punct de vedere al sensurilor evoluţiei naturale, adevărate monstruozităţi, forme incapabile de supravieţuire în condiţii naturale (Botnariuc, 1963, 1976). Exemple se pot da nenumărate : plante ornamentale cu flori sterile, pomi fructiferi cu fructe fără seminţe, animale sterile, porci superîngrăşaţi, păsări care ouă zilnic etc.

2. După cum s-a arătat mai înainte, sensul acţiunii omului asupra speciilor sale domestice este uniformizant, de sărăcire a genomului lor şi în general al genofondului.

3. Omul a devenit creator de ecosisteme de un tip cu totul nou, pe care le menţine prin mari investiţii de energie. Aceste ecosisteme ocupă un loc tot mai important în ecosfera pămîntului, atît ca extindere, cît şi prin faptul că o proporţie tot mai mare de energie a ecosferei este canalizată către aceste ecosisteme. Ecosistemele umane — biologice, industriale — influenţează tot mai puternic şi tind să controleze tot mai profund ecosistemele naturale.

Efectele acestor relații ale ecosistemelor umane cu cele naturale se vădesc în condițiile globale de viață pe planetă, în organizarea biosferei și a diferitelor ecosisteme locale.

În privința condițiilor globale trebuie ținut seama de faptul că ele s-au format prin evoluția conexată a geosferelor, conexiunea realizîndu-se prin circulația biogeochimică a substanțelor datorită energiei solare și activității biosferei. Ecosistemele umane, schimbînd structura și activitatea biosferei, aduc schimbări substanțiale în ciclurile biogeochimice și deci în evoluția conexată a geosferelor, schimbări necontrolate ale hidrosferei (rețele hidrografice, compoziția apelor dulci și oceanice, structura biocenozelor lor, cicluri biogeochimice locale etc.), schimbări ale însușirilor atmosferei (temperatura, compoziția chimică, suspensii etc.), schimbări ale însușirilor solului etc.

În privința organizării biosferei, după cum am mai arătat, efectul este cel de sărăcire treptată a diversității speciilor, a diversității genofondului și ecofondului global și al fiecărei specii în parte.

Ținînd seamă de desfășurarea acestor procese, de importanța lor în viața societății omenești, organizarea ocrotirii naturii în fiecare țară și pe plan global apare ca o problemă complexă și de mare răspundere a fiecărui stat în parte, cît și a comunității internaționale.

Din modul cum este organizată în prezent ocrotirea naturii în diferite state și pe plan global se pot desprinde cîteva căi principial diferite de soluționare a problemei.

Prima cale constă în alegerea (identificarea) obiectivelor ce urmează a fi ocrotite pe teritoriul fiecărui stat : ecosisteme — cît mai nealterate cuprinzînd o mare diversitate de specii, complexe de ecosisteme (biomi) cu toate zonele de tranziție între ele, specii rare, pe cale de dispariție sau deosebit de valoroase științific, economic, sportiv, estetic, exemplare izolate ale unor specii, remarcabile prin vîrsta sau dezvoltarea lor, zăcăminte fosilifere de mare valoare științifică.

Vom ilustra cu un singur exemplu necesitatea ocrotirii unor specii. Insectele dăunătoare aduc anual pagube de multe miliarde de dolari economiei mondiale. În condiții naturale, 98—99% din aceste insecte sînt controlate de alte insecte și de vertebrate (mai ales păsările insectivore). Cercetări făcute pe teritoriul Italiei arată că păsările insectivore distrug anual circa 300 milioane kg de insecte, iar dintre insecte grupul *Formica rufa* din pădurile Alpilor italieni, în 200 zile de activitate anuală distrug peste 14 milioane kg insecte. Se estimează că, în pădurile de pe teritoriul euroasiatic există circa 50 milioane cuiburi de grup de *F. rufa,* care în 200 zile de activitate distrug circa 720 milioane kg de alte insecte (Pavan, 1979). Aceste cifre sînt elocvente în privința rolului pe care-l are o asemenea specie în lupta contra dăunătorilor. Nu este de mirare că *F. rufa* în multe țări este luată sub protecția legii.

O dată identificate și delimitate obiectivele, ocrotirea lor se legiferează și se iau diferite măsuri organizatorice, tehnice, mergînd pînă la organizarea pazei, menite în esență, să le ferească cît mai mult de impactul activităților umane.

Prin urmare, în acest caz se acționează pe principiul izolării obiectivelor ocrotite față de influența omului.

Obiectivele ocrotite în acest fel pot fi foarte diferite, ca dimensiuni, grad de izolare și de protecție : parcuri naționale, parcuri naturale, re-

zervații naturale, rezervații științifice, rezervații ale biosferei, monumente ale naturii.

O a doua cale constă în ocrotirea globală a ecosferei de pe teritoriul fiecărui stat și pe plan planetar prin colaborare internațională care, în acest caz, devine o necesitate. Desigur, pe această cale nu mai poate fi vorba de izolare ci în acest caz trebuie păstrate cît mai nealterate conexiunile din ecosferă și din elementele ei componente spre a asigura stabilitatea condițiilor de viață sau, dacă este posibil, să ducă la ameliorarea lor. Deci, este vorba de condiții cu caracter mai mult mai mai puțin global : calitățile atmosferei, ale apelor, solului, extinderea deșerturilor, proporțiile optime între agrosisteme și ecosisteme naturale etc.

Este limpede că, în acest caz, și măsurile organizatorice, tehnice etc. vor fi diferite.

Cea mai importantă măsură tehnico-organizatorică constă în supravegherea stării ecosferei. Aceasta se face prin înregistrarea continuă sau cu o anumită periodicitate a stării componenților esențiali ai ecosferei, atît nebiologici cît și biologici. Este așa-numitul monitoring ecologic și genetic.

Pentru aceasta se organizează o rețea națională și internațională de stații, de diferite grade de complexitate, cu înzestrare tehnică corespunzătoare, în care se înregistrează compoziția și temperatura atmosferei, structura solului, starea apelor, precum și starea biocenozelor, prin supravegherea atentă a populațiilor de plante și animale selectate în vederea monitoringului. La aceste mijloace se adaugă și altele — ca aerofotogrametria, supravegherea din sateliți.

Starea populațiilor este supravegheată prin cercetarea periodică (de pildă o dată la 5 ani) a parametrilor lor structurali (inclusiv structura genetică) și funcționali.

Scopul acestei supravegheri este de a sesiza din timp schimbările care intervin în mediul abiotic sau în starea biocenozelor, spre a putea întreprinde măsurile necesare în timp util.

Stațiile de monitorizare cu diferite grade de complexitate problematică și tehnică pot fi instalate atît în apropierea unor obiective a căror influență asupra mediului necesită o supraveghere foarte atentă (ex. centralele atomo-electrice), fie în cadrul unor parcuri naționale sau a rezervațiilor biosferei în vederea înregistrării unor schimbări cu caracter mai general sau global.

A treia cale o reprezintă prevenirea și combaterea poluării mediului. Această cale implică variate măsuri administrative, organizatorice, tehnice. Măsurile tehnice în această privință sînt foarte variate, dar în esență ele urmăresc prevenirea poluării, prin elaborarea de tehnologii adecvate, extragerea din mediu a agenților poluanți cu tendința generală de a transforma procesul liniar de acumulare a deșeurilor în unul de reciclare a lor, integrîndu-se astfel în procesele generale de circulație a materiei din natură.

Organizarea și eficiența măsurilor de luptă împotriva poluării mediului de viață (apă, aer, sol) trebuie să pornească de la : *a.* cunoașterea cît mai precisă a efectului nociv al diferiților agenți poluanți, aspect de care se ocupă toxicologia care stabilește aceste efecte, de obicei pe cale experimentală. Dificultatea întîmpinată constă în aceea că adesea în condiții experimentale organismele se comportă altfel decît integrate în biocenoze, precum și în faptul că de cele mai multe ori testările se fac pe indivizi izolați și nu pe populații ; *b.* elaborarea unui sistem obiectiv de apre-

ciere a gradului de poluare a mediului. Fiecare din sistemele existente au avantajele şi dezavantajele lor.

Pentru buna funcţionare a tuturor acestor căi, o importanţă deosebită o are sistemul educaţional al întregii populaţii, de la copii pînă la factorii de decizie. Acest sistem este menit să dezvolte conştiinţa ecologică a oamenilor, în aşa fel încît fiecare om, membru al societăţii, să devină conştient de locul şi rolul său în natură şi societate, de răspunderea pe care o are în faţa generaţiei sale şi a celor viitoare pentru păstrarea bogăţiilor şi frumuseţilor naturii, a condiţiilor care determină calitatea vieţii.

Deteriorarea ecosferei nu este îngrădită în limite statale : poluarea atmosferei, a apei mărilor şi oceanelor, a reţelelor hidrografice sînt fenomene cu caracter global. Mai mult, unele fenomene locale — ca de pildă restrîngerea pădurilor ecuatoriale — au repercusiuni globale. Aceasta impune colaborarea internaţională în problemele ocrotirii naturii şi în primul rînd în elaborarea şi aplicarea unei strategii globale în acest domeniu.

Mai multe organisme internaţionale se preocupă de aceste probleme. Dintre ele în primul loc trebuie menţionate Uniunea Internaţională pentru Conservarea Naturii (U.I.C.N.) şi Programul Internaţional om — biosferă (MAB) [1], apoi Programul Naţiunilor Unite pentru mediu (P.N.U.E.) şi Fondul Mondial pentru natură (W.W.F.).

U.I.C.N., sprijinit de alte organisme, a elaborat „Strategia Mondială a Conservării", document care, adresîndu-se organelor de decizie, organizaţiilor şi persoanelor implicate în conservarea naturii, oferă o orientare concretă în abordarea problemelor gestiunii resurselor biologice.

[1] MAB — de la denumirea engleză a programului Man and Biosfere (omul şi biosfera).

ANEXE METODOLOGICE

ANEXA 1

ELEMENTE FUNDAMENTALE DE ANALIZĂ STATISTICĂ FOLOSITE ÎN ECOLOGIE

Presupunem că sîntem interesaţi în cercetarea unui ecosistem acvatic asemănător ghiolurilor din Delta Dunării. În primul rînd trebuie să identificăm speciile componente şi efectivele lor precum şi modificările care se produc în timp. Acestea sînt informaţii empirice indispensabile procesului de caracterizare a structurii biocenozei desigur, fără a înţelege că cercetarea ecologică se rezumă la acest aspect. În cadrul acestei cercetări complexe membrii echipei îşi diferenţiază sarcinile pe compartimente majore. Aşa stînd lucrurile, presupunem că o parte din obligaţiile noastre de cercetare ar consta în identificarea speciilor din componenţa faunei bentonice şi a efectivelor acestora.

Notăm S suprafaţa ghiolului care coincide în linii mari cu suprafaţa zonei cercetate (interfaţa sediment — masa apei) şi cu s, suprafaţa unităţii de probă.

Atunci pentru stabilirea populaţiilor componente şi mai ales a efectivelor acestora exprimate în numărul de indivizi/m^2, la un moment dat ar trebui să prelevăm $^*N' = \frac{S}{s}$ unităţi de probă. Din analiza acestor unităţi de probă ar rezulta în cazul fiecărei populaţii componente, N′ valori privind numărul de indivizi/unitatea de probă.

Mulţimea valorilor N′ privind numărul de indivizi/unitatea de probă în cazul unei populaţii naturale anume ar reprezenta *populaţia statistică* corespunzătoare, definită de următorii parametri :

μ = media (în cazul nostru media reală a n° indiv./m^2)
σ^2 = varianţa (domeniul real de împrăştiere al valorilor individuale)
σ = abaterea standard
$v = \frac{\sigma}{\mu} \cdot 100$ coeficientul de variaţie

Este posibil ca la diferite momente în timp să dispunem de mulţimea valorilor care alcătuiesc populaţia statistică şi pe baza lor să determinăm parametrii menţionaţi ?

* — A nu se confunda cu N = efectivul populaţiei (n° mediu de ind./m^2).

Răspunsul este negativ cel puţin din următoarele motive :

1. Nu se pot preleva toate unităţile de probă care acoperă în întregime zona de cercetare într-un interval de timp suficient de scurt pentru care presupunerea că factorii de mediu sînt constanţi să fie acceptată.

2. Din punct de vedere practic nu s-ar putea extrage unităţile de probă fără ca ele să se suprapună cel puţin în parte.

3. Ar fi imposibil să se analizeze numărul total de unităţi de probă într-un interval de timp util, mai ales dacă avem în vedere că acest număr s-ar extrage repetat.

4. Acest proces ar echivala cu eliminarea sistematică a speciilor din ecosistemele naturale, fapt care contravine flagrant obiectivului cercetării ecologice.

În concluzie, pentru rezolvarea problemei formulate adoptăm o cale de compromis care ne permite să depăşim limitele menţionate, dar care presupune să admitem o anumită eroare pentru soluţia care o stabilim.

Care sînt elementele care definesc modalitatea practică de rezolvare a problemei ?

1. Se extrage o probă alcătuită dintr-un număr de unităţi (n) mult mai mic decît numărul maxim (N') care corespunde zonei de cercetare. Extracţia unităţilor de probă trebuie să se facă astfel încît proba să fie reprezentativă pentru populaţia statistică (pag. 209). Stabilirea numărului de unităţi de probă ce trebuie să fie extrase (mărimea probei) este o problemă cheie în stabilirea programului de cercetare şi o prezentăm în anexa 2.

2. Din analiza celor n unităţi de probă prelevate la un moment dat rezultă o mulţime n de valori, privind n° de indivizi/unitatea de probă.

3. Notăm cu X variabila noastră şi ordonăm după mărime cele n valori ale sale, alcătuind un şir de variaţie.

Domeniul în care ia valori variabila în cazul probei extrase, se împarte dacă este necesar (cînd amplitudinea domeniului este mare) într-un număr de intervale egale, fiecărui interval fiindu-i caracteristică o valoare centrală (x).

Pentru variabila urmărită de noi, care este prin excelenţă o variabilă discretă (ia numai valorile întregi din domeniul său de fluctuaţie), în cele mai multe cazuri valorile centrale (x) sînt reprezentate de toate numerele întregi ce aparţin domeniului de fluctuaţie.

4. Se transformă şirul de variaţie într-o distribuţie de frecvenţe (f).

Valoarea fiecărui element al distribuţiei de frecvenţe este dată de numărul de unităţi de probă din analiza cărora s-a obţinut aceeaşi valoare pentru variabila urmărită sau numărul de valori care se încadrează în acelaşi interval de clasă (în cazul în care domeniul de variaţie s-a împărţit în intervale de clasă). Deci, suma frecvenţelor este egală cu n.

x	f	fx	x^2	fx^2
0	.	.	.	.
1	.	.	.	.
2	.	.	.	.
.	.	.	.	.
.	.	.	.	.
.	.	.	.	.
7	.	.	.	.
	$n = \Sigma f$	Σfx	Σx^2	Σfx^2

5. Fiecărei distribuții de frecvențe îi sînt asociați termenii fx, x^2 și fx^2, necesari pentru calcularea indicilor statistici ai probei :

$$\bar{X} = \frac{\Sigma fx}{n} \text{ media aritmetică} \tag{59}$$

$$S^2 = \frac{\Sigma fx^2 - \bar{X}\Sigma fx}{n-1} \text{ varianța} \tag{60}$$

$$S = \sqrt{S^2} \text{ abaterea standard} \tag{61}$$

Indicii statistici ai probei estimează cu un anumit grad de precizie dependent de numărul unităților de probă, parametrii populației statistice.

Ce distribuție teoretică de frecvențe poate fi folosită ca model pentru distribuția de frecvențe a probei ?

După relația dintre varianța (σ^2) și media aritmetică (μ) a populației statistice, estimate de indicii statistici ai probei sînt utilizate ca modele următoarele distribuții teoretice.

Subliniem că distribuțiile pe care le vom enumera și caracteriza sumar sînt distribuții ale probabilității (P_x) care se pot transforma în distribuții de frecvențe ($nP_{(x)}$) prin înmulțirea fiecărei probabilități cu mărimea probei (n) (anexa 2).

1. Distribuția binomial pozitivă, reprezintă un model potrivit în cazul în care varianța este semnificativ mai mică decît media ($\sigma^2 < \mu$).

Dacă notăm cu p probabilitatea ca o populație anume să fie prezentă în probă și cu q probabilitatea ca aceeași populație să fie absentă din probă și dacă probabilitățile rămîn constante în fiecare din K extrageri independente (unități de probă), iar $p+q=1$, atunci seria de probabilități este dată de desfacerea binomului $(p+q)^K$.

Termenii seriei binomial pozitive se obțin după relația :

$$P_{(x)} = \frac{K!}{x!(K-x)!} q^{K-x} p^x \tag{62}$$

unde : P(x) este probabilitatea ca populația naturală să fie prezentă prin x indivizi în unitatea de probă, K! înseamnă K factorial (exemplu $5! = 5.4.3.2.1$).

Cunoscînd că parametrii populației statistice al cărei model matematic este distribuția teoretică binomial pozitivă se obțin după relațiile :

$$\mu = Kp \tag{63}$$

$$\sigma^2 = Kpq \tag{64}$$

atunci elementele K, p și q în cazul unei probe reprezentative pentru populația statistică se estimează astfel :

$$\hat{K} = \frac{\bar{X}^2}{\bar{X} - S^2} \tag{65}$$

$$\hat{P} = \frac{\bar{X}}{\hat{K}} \tag{66}$$

$$\hat{q} = 1 - \hat{p} \tag{67}$$

şi termenii seriei de probabilităţi (P(x)) asociată probei se calculează aplicînd relaţia (62).

Se apreciază (Elliott, 1977) că distribuţia binomial pozitivă este rar utilizată ca model pentru probele analizate în cercetarea ecologică.

2. Seria Poisson este folosită ca model atunci cînd varianţa nu diferă semnificativ de medie ($\sigma^2=\mu$). Este de fapt un caz particular al distribuţiei binomial pozitive, avînd valoarea lui p apropiată de 0 (este distribuţia evenimentelor rare) şi $K\to\infty$.

Probabilităţile seriei Poisson asociate unei probe se stabilesc folosind relaţia :

$$P(x)=e^{-\lambda}\frac{\lambda^x}{x!} \tag{68}$$

unde : $\lambda=\mu$ şi este estimat de $\overline{X}$.

Ca şi în cazul anterior seria de probabilităţi asociată probei (probabilitatea de a avea 0, 1, 2 . . . i, indivizi în unitatea de probă) se transformă în distribuţie de frecvenţe înmulţind mărimea probei (n) cu fiecare termen al seriei (P(x) ; x=0, 1, 2 . . . i).

Pentru probele extrase din diferite populaţii naturale seria Poisson reprezintă modelul adecvat dacă se îndeplinesc următoarele condiţii :

a. Probabilitatea ca orice punct din zona cercetată să fie ocupat de un individ al populaţiei naturale date este foarte mică ($p\to 0$) şi constantă şi în consecinţă este o mare probabilitate ca în orice punct populaţia să nu fie reprezentată (cazul populaţiilor naturale care realizează densităţi mici).

b. Numărul de indivizi/unitatea de probă (X) trebuie să fie mult mai mic faţă de numărul maxim posibil.

c. Prezenţa unui individ într-un anumit punct nu trebuie să influenţeze probabilitatea ca în zona învecinată să existe alţi indivizi.

d. Proba trebuie să fie mică în comparaţie cu populaţia statistică ($n<30$).

Primele două condiţii sînt satisfăcute în populaţiile naturale cu efective mici şi cu distribuţie spaţială a indivizilor întîmplătoare.

Ultima condiţie trebuie îndeplinită la populaţiile mici pentru că altfel eliminările din populaţie prin extragerea repetată a probelor ar modifica valoarea lui p.

3. Distribuţia binomial negativă, este considerată ca fiind modelul cel mai adecvat în situaţiile în care, prima şi a treia dintre condiţiile menţionate în cazul seriei Poisson nu sînt satisfăcute.

În aceste situaţii varianţa este semnificativ mai mare decît media ($\sigma^2>\mu$) iar distribuţia spaţială a indivizilor populaţiei din care s-a extras proba este grupată.

Distribuţia binomial negativă este inversa distribuţiei binomial pozitive şi termenii seriei de probabilităţi se obţin din desfăşurarea binomului $(q-p)^{-K}$, unde $p=\frac{\mu}{K}$; $q=1+p$).

Înlocuind în relaţia (64) Kp cu μ şi pe q cu 1+p, se obţine :

$$\sigma^2=\mu\left(1+\frac{\mu}{K}\right)=\mu+\frac{\mu^2}{K} \tag{69}$$

a cărei analiză ne permite să evidenţiem următoarele :

— Dacă K tinde către ∞ şi $\frac{1}{K}$ tinde către 0, atunci σ^2 tinde către μ ceea ce înseamnă că în aceste condiţii distribuţia binomial negativă tinde către seria Poisson.

— Dacă K tinde către 0 şi 1/K tinde către ∞, distribuţia tinde către Seria logaritmică (anexa 3).

Aceste constatări ne permit să tragem concluzia că termenul 1/K sau K^{-1} poate fi folosit ca o măsură a gradului de grupare a indivizilor unei populaţii.

Fiecare termen al distribuţiei binomial negative se calculează în practică, după următoarea ecuaţie :

$$P(x)=\left(1+\frac{\mu}{K}\right)^{-K}\cdot\frac{(K+x-1)!}{x!\,(K-1)!}\left(\frac{\mu}{\mu+K}\right)^{x} \qquad (70)$$

Dacă estimăm μ prin $\overline{X}$ a unei probe şi pe K prin $\hat{K}=\frac{\overline{x}^2}{S^2-\overline{x}}$ (71)

atunci relaţia (70) poate fi folosită pentru a calcula probabilităţile de a avea 0, 1, 2 ... i, indivizi în unitatea de probă şi ulterior, înmulţind fiecare probabilitate cu mărimea probei (n) să obţinem distribuţia de frecvenţe (nP(x)).

Subliniem faptul că totdeauna trebuie să ne asigurăm de măsura în care una dintre cele trei distribuţii teoretice caracterizate, reprezintă modelul adecvat pentru proba noastră, comparînd distribuţia de frecvenţe a probei (f) cu distribuţia calculată (nP(x)) ca în exemplul din anexa 2.

După ce am stabilit care este modelul teoretic utilizabil pentru proba noastră sîntem în măsură să apreciem următoarele :

— Tipul de distribuţie spaţială al populaţiei naturale, pe care o reprezintă proba, fără a mai fi necesar să se apeleze la indicii prezentaţi în anexa 3.

— Intervalul de încredere sau eroarea parametrului estimat.

— Diferenţele dintre probe, prin compararea indicilor statistici care le definesc.

4. Distribuţia normală, este asociată unei variabile continui (ia toate valorile posibile din cadrul domeniului de fluctuaţie) reprezentată de obicei de un parametru măsurabil (lungimea, greutatea indivizilor). Se înţelege că această distribuţie nu reprezintă modelul adecvat pentru variabila luată în considerare (n° indivizi/unitatea de probă) într-una din principalele probleme ale cercetării ecologice. Sublinierea cîtorva particularităţi ale sale este importantă deoarece o serie de metode statistice care-i sînt asociate (analiza varianţei, corelaţia, testul t etc.) se folosesc pentru interpretarea şi explicarea rezultatelor legate de orice variabilă.

Dacă termenii p şi q definiţi la distribuţia binomial pozitivă sînt egali (p=q=0,5) şi dacă K tinde către ∞, atunci seria de probabilităţi dată de binomul $(p+q)^K$ reprezintă o curbă simetrică sub formă de clopot (fig. 76, a). Am subliniat astfel una din principalele trăsături ale distribuţiei normale la care adăugăm : varianţa este independentă de medie şi componentele varianţei sînt aditive (Anexa 6).

Pentru a explica cu mai mare uşurinţă particularităţile modelului teoretic reprezentat de „curba normală" în toate cazurile particulare din ecologie, considerăm necesar să prezentăm teorema limitei centrale şi distribuţia normală standard.

Teorema limitei centrale postulează că, dacă se extrage la un moment dat din aceeaşi populaţie, o serie de probe, fiecare alcătuită din n>30 uni-

tăți de probă și se calculează mediile corespunzătoare, atunci mediile calculate ($\overline{X}$) vor aproxima o distribuție normală. Deci, chiar dacă fiecare probă în parte are ca model una din distribuțiile din familia binomială, mediile lor calculate aproximează o distribuție normală.

Media acestei distribuții coincide cu media reală (μ) a populației, iar varianța este dată de raportul dintre varianța reală (σ^2) a populației și numărul de unități de probă (n). Deci, cu cît proba va fi mai mare (n mai mare) cu atît domeniul de dispersie al mediilor calculate în jurul mediei reale (μ) va fi mai mic.

Abaterea standard a mediei calculate, de la media reală este dată de rădăcina pătrată a varianței definită ca mai sus :

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sigma^2}{n}} \text{ și estimată de } S_{\bar{x}} = \sqrt{\frac{S^2}{n}} \qquad (72)$$

Standardizarea presupune transformarea unei variabile normale (χ) într-o variabilă normală standard (Z), variabilă care reprezintă distanța dintre valorile lui X și media populației statistice (μ) exprimată în unități de abatere standard (σ).

Variabila standard (Z) are o distribuție normală cu media 0 și deviația standard 1 (fig. 76).

Cunoscînd că, în cazul distribuției unei variabile continui (X), probabilitatea ca $a \leqslant X \leqslant b$ este reprezentată de suprafața de sub curba normală, cuprinsă între punctele a și b, atunci pentru determinarea probabilităților asociate cu variabila standard (Z), putem face referiri directe la suprafața de sub curbă (suprafața totală = 1 = suma tuturor probabilităților).

Aceste arii sînt calculate și prezentate în tab. 21 pentru diferite valori ale lui Z_j.

Este vorba de ariile cuprinse între Z = 0 și diferite valori Z_j (j = 0,75 ; 1 ; 2 ; 1,6 : 1,69 ; 2,4 ; 2,58 ; 2,87).

Suprafața care reprezintă probabilitatea asociată unei valori Z_j se notează $A_{(zj)}$.

TABEL 21

(După Beaver și Mendenthall, 1971)

Zj	A(zj)
1	0,3413
0,75	0,2734
1,6	0,4452
1,69	0,4545
2,0	0,4772
2,4	0,4918
2,58	0,4951
2,87	0,4979

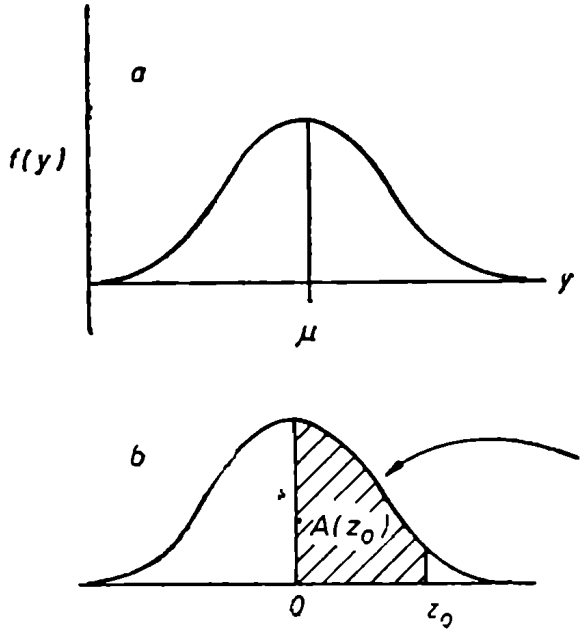


Fig. 76. Distribuția normală : *a* — distribuția probabilităților asociate cu o variabilă aleatoare normală ; *b* — distribuția probabilităților asociate cu variabila normală standard (Z).

Datorită faptului că distribuția normală standard este simetrică în jurul mediei 0, 1/2 din suprafața care caracterizează probabilitatea maximă (1) se află în partea stîngă (0,5) și cealaltă în partea dreaptă (0,5). În tabel sînt date valorile probabilităților asociate numai cu valorile pozitive ale variabilei standard dar se înțelege că valorile probabilităților corespunzătoare valorilor negative ale lui Z sînt simetrice.

Cunoscînd valorile din tabelul 21, se pot calcula probabilitățile asociate oricărei valori ale variabilei standard.

Distribuția normală standard, evidențiază că 68,2% ; 95,5% ; 99% din valorile variabilei aleatorii continui sau ale mediilor calculate pentru probele extrase din aceeași populație statistică, se află în intervalele ± 1 ; ± 2 ; $\pm 2{,}58$ abateri standard în jurul mediei μ.

a. 68,2% ; 95,5% ; 99% reprezintă nivelele de încredere în analiza statistică, ultimele două, fiind în general folosite în practică.

b. $\overline{X} \pm \sigma$; $\overline{X} \pm 2\sigma$; $\overline{X} \pm 2{,}58\sigma$ — reprezintă limitele intervalelor de încredere folosite în analiza statistică.

c. probabilitățile rămase în afara nivelelor de încredere menționate (0,318 ; 0,045 ; 0,01) reprezintă probabilitățile de transgresiune (α) (probabilitățile ca valorile variabilei aleatorii, sau ale mediei ($\overline{X}$) să se afle în afara intervalului corespunzător nivelelor de încredere respective).

Prima caracteristică a distribuției normale, aceea de repartiție simetrică a valorilor variabilei față de medie este îndeplinită și de variabilele discrete care au ca model distribuțiile din familia binomială, dacă mărimea probei este suficient de mare.

Astfel distribuția de frecvențe (a cărei reprezentare grafică este histograma) calculată după distribuția binomial pozitivă aproximează normalitatea dacă $n > 30$ și varianța probei (S^2) nu este mai mică decît 3. Distribuția de frecvențe care are ca model seria Poisson este total asimetrică (fig. 77) pentru valori ale parametrului λ (estimat de $\overline{X}$ sau S^2) mai mici

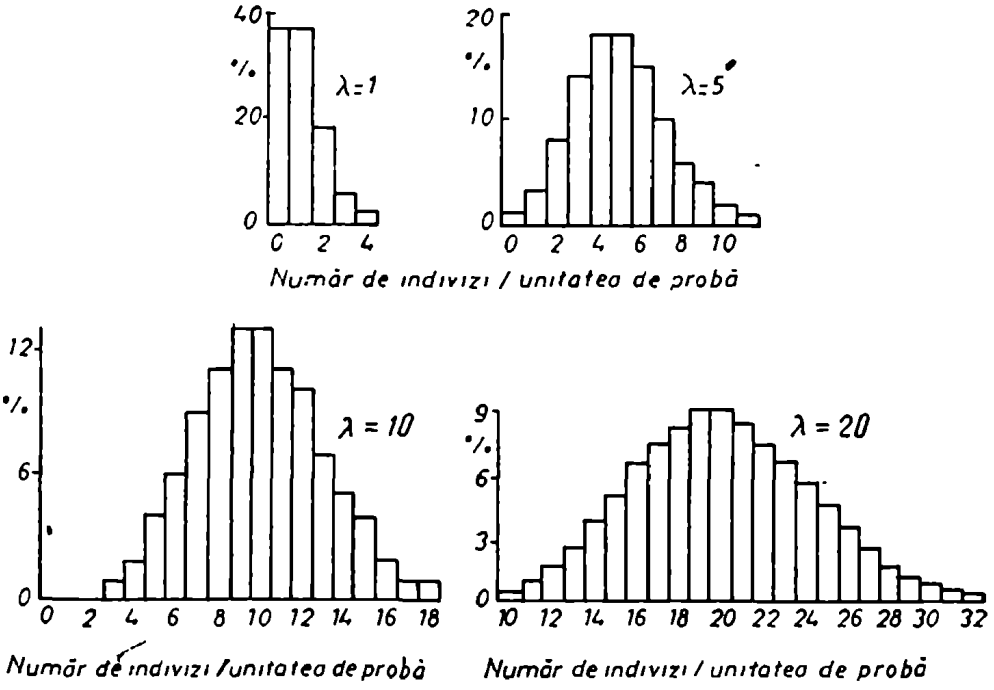


Fig. 77. Serii Poisson pentru valori ale lui λ cuprinse între 1 și 20. Frecvența exprimată ca procent din numărul total de valori. (După Elliott M. J., 1977).

decît 5 şi se apropie de normalitate pe măsură ce ia valori mai mari decît 10. În cazul distribuţiei de frecvenţe bazată pe modelul distribuţiei binomial negative, se evidenţiază o pronunţată asimetrie pentru diferite valori ale mediei ($\overline{X}$) şi valori mici ale lui K, dar se apropie de normalitate pe măsură ce creşte K iar media se apropie de valoarea 10 (fig. 78).

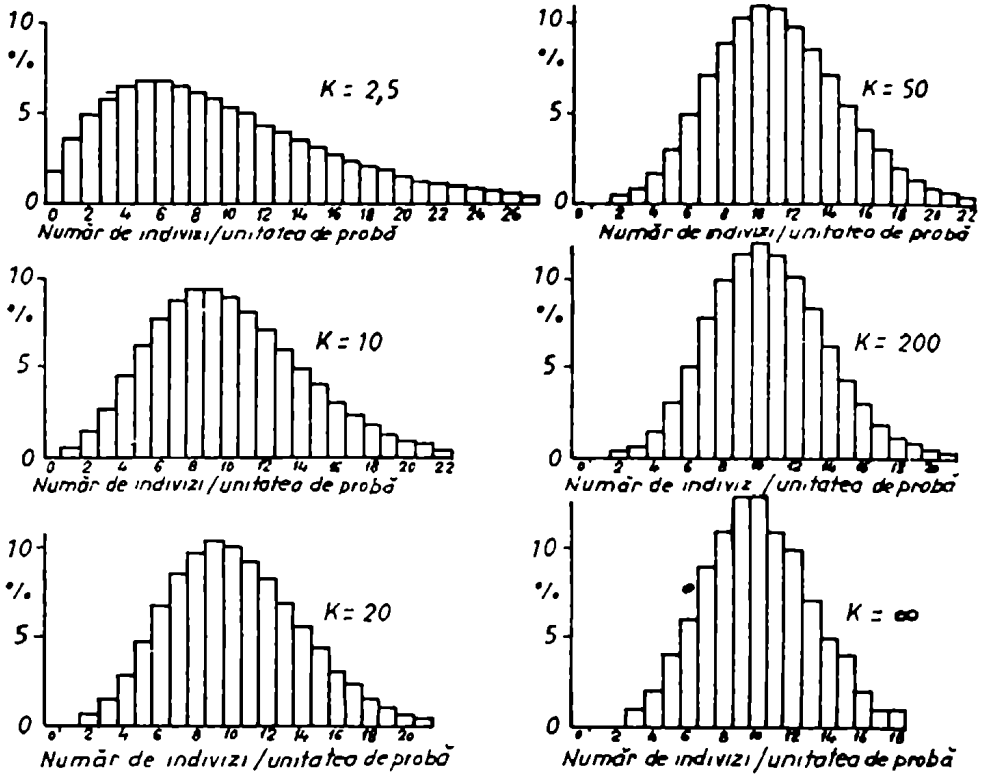


Fig. 78. Distribuţii de frecvenţe binomial negative pentru $\lambda=10$ şi valori ale lui K de la 2,5 la ∞ . Frecvenţa exprimată ca procent din numărul total de valori. Să se compare $K=\infty$ cu $\lambda=10$ din fig. 77. (După Elliot M. J., 1977).

În concluzie, dacă probele noastre sînt mari ($n>30$) condiţia de normalitate este satisfăcută şi se folosesc particularităţile teoremei limitei centrale şi ale distribuţiei normale standard pentru a indica eroarea de estimare a mediei populaţiei statistice (a efectivului real în cazul nostru).

Chiar dacă condiţia de normalitate este satisfăcută de probele mari al căror model pentru distribuţia de frecvenţe este reprezentat de una din distribuţiile familiei binomiale, celelalte două condiţii, care presupun independenţa varianţei şi mediei şi aditivitatea componentelor varianţei, nu sînt satisfăcute. Ca urmare analiza varianţei, corelaţiile, aplicarea testului t nu se pot realiza înainte ca valorile empirice să fie transformate astfel încît şi celelalte două condiţii să fie satisfăcute. Subliniem că aceste transformări se impun şi în cazul în care probele noastre sînt mici ($n<30$) pentru a satisface cele trei condiţii principale ale distribuţiei normale.

Populaţiile naturale au în majoritatea cazurilor distribuţie spaţială grupată sau întîmplătoare şi ca urmare cele mai frecvente transformări care se folosesc pentru satisfacerea condiţiilor distribuţiei normale sînt următoarele (Elliott, 1977) :

1. Dacă modelul distribuţiei de frecvenţe al probei este seria Poisson, se transformă valorile variabilei (X) prin extragerea rădăcinii pătrate

($\sqrt{x}$) în cazul în care X nu are valori <10 sau în cazul în care variabila (X) are valori <10 se transformă prin $\sqrt{x+0,5}$.

2. Dacă modelul distribuției de frecvențe al probei este distribuția binomial negativă transformarea cea mai indicată este logaritmarea. Astfel se înlocuiește X cu $\log_{10}\left(x+\frac{K}{2}\right)$ dacă K ia valori de la 2 la 5, x cu $\log_{10}x$ dacă variabila nu ia valoarea 0 (în toate unitățile de probă specia este prezentă) sau x cu $\log_{10}(x+1)$ dacă variabila ia valoarea 0.

Intervalul de încredere al mediei. Reamintim că media calculată ($\bar{X}$) pe baza valorilor empirice rezultate din analiza unui număr restrîns de unități de probă, estimează valoarea mediei populației statistice (μ). Asta înseamnă că densitatea populației determinată pe baza unei probe alcătuită din n unități de probă estimează densitatea reală a populației.

Problema nu este rezolvată dacă nu specificăm și eroarea cu care realizăm această estimare. Eroarea cu care se estimează valoarea reală a parametrului poate fi exprimată prin intermediul erorii standard a mediei sau ca limite de încredere ale mediei și se stabilește diferențiat pentru fiecare din situațiile următoare :

1. Proba este alcătuită din $n>30$ unități de probă. Indicii statistici sînt $\bar{X}$ și S^2. Eroarea standard a mediei $(S_{\bar{x}})=\sqrt{\frac{S^2}{n}}$. Nivelul de încredere ales $=95\%$.

Atunci eroarea cu care este estimată valoarea reală a densității populației se exprimă astfel :

$$\bar{X}\pm\sqrt{\frac{S^2}{n}} \text{ — prin eroarea standard a medici} \qquad (73)$$

Se folosesc valorile lui „t" (distribuția student), pentru nivelul de încredere ales și numărul gradelor de libertate corespunzător, ori de cîte ori σ^2 este estimată prin S^2.

$$\bar{X}\pm t\sqrt{\frac{S^2}{n}} \text{ — ca limite pentru nivelul de încredere de 95\%} \qquad (74)$$

2. $n<30$; Modelul apropiat de distribuție de frecvențe a probei este seria Poisson și $nm>30$ (unde $m=\bar{X}=S^2$ și estimează pe λ) $S_{\bar{x}}=\sqrt{\frac{\bar{x}}{n}}$; nivel de încredere de 95%

Eroarea de estimare se exprimă

a) $$\bar{X}\pm\sqrt{\frac{\bar{X}}{n}} \qquad (75)$$

b) $$\bar{X}\pm t\sqrt{\frac{\bar{X}}{n}} \qquad (76)$$

3. $n<30$; Modelul adecvat probei este seria Poisson ; $nm<30$.

Se exprimă eroarea numai ca limite de încredere. În cazul în care se folosește o singură valoare ($C<30$) obținută din analiza unei unități de probă de dimensiune mai mare sau prin combinarea cîtorva unități de probă mai mici se citesc limitele intervalului pentru nivelul de încredere de 95% direct din figura 79.

4. Proba este mică ($n<30$) ; modelul aproximat de distribuția de frecvențe este reprezentat de distribuția binomial negativă. Dacă :

a. X nu ia valoarea 0, se aplică transformarea :

$$y = \log_{10} x$$

$$\bar{y} = \Sigma y/n$$

$$S_y^2 = \frac{\Sigma (y-\bar{y})^2}{n-1}$$

și eroarea se scrie :

$$\text{antilog}\left(\bar{y} \pm \sqrt{\frac{S_y^2}{n}}\right) \qquad (77)$$

$$\text{antilog}\left((\bar{y} \pm t)\sqrt{\frac{S_y^2}{n}}\right) \qquad (78)$$

b. X ia valoarea 0, se aplică transformarea

$$y = \log_{10}(x+1)$$

$$\bar{y} = \Sigma y/n$$

$$S_y^2 = \frac{\Sigma (y-\bar{y})^2}{n-1}$$

și eroarea se scrie :

$$\text{antilog}\left(\bar{y} \pm \sqrt{\frac{S_y^2}{n}}\right) - 1 \qquad (79)$$

$$\text{antilog}\left(\bar{y} \pm t\sqrt{\frac{S_y^2}{n}}\right) - 1 \qquad (80)$$

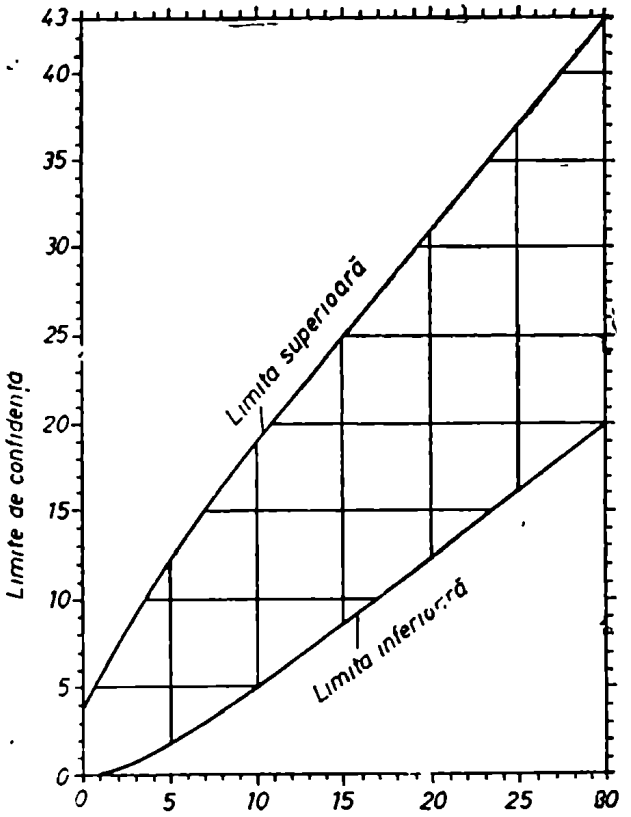


Fig. 79. Limitele de confidență de 95% pentru C în cazul serici Poisson. C reprezintă o singură valoare sau media ($\bar{x}=m$) pentru probe mici cu $nm<30$. (După Elliott M. J., 1977).

Compararea probelor

După ce s-au analizat o serie de probe prelevate după un program bine stabilit și s-au calculat densitățile populațiilor naturale identificate, orice cercetător se confruntă cu următoarea problemă. Valorile densității calculate pentru fiecare moment de prelevare a probei, reprezintă răspunsuri distincte ale populațiilor ? Sînt cu adevărat consecința modificării raportului dintre procesele care asigură intrarea și ieșirea indivizilor la nivelul populațiilor naturale ?

Această problemă se ridică în mod firesc pentru că prin valorile calculate se realizează numai o estimare a densității reale și atunci este posibil ca diferențele care se constată între valorile densității să fie acoperite de eroarea de estimare.

Deoarece sînt două soluții posibile pentru problema formulată trebuie să se găsească calea ca, prin intermediul unor criterii obiective, să se aleagă soluția cea mai probabilă.

În acest sens, formulăm presupunerea că una dintre soluții este adevărată. Această formulare este cunoscută în analiza statistică ca ipoteză de nul (Ho). Prin ipoteza de nul presupunem de obicei că probele nu se diferențiază semnificativ și ca urmare mediile și variațele lor ar estima parametrii aceleiași populații statistice ($H_0 : \mu_1 = \mu_2 ; \sigma_1^2 = \sigma_2^2$).

Pentru verificarea ipotezei de nul se folosesc teste de semnificație, parametrice (cînd se cunoaște faptul că una dintre distribuțiile teoretice caracterizate anterior reprezintă modelul adecvat al probei) și neparametrice (acestea nu implică condiția de a cunoaște tipul de distribuție care ar reprezenta modelul probei).

Prezentăm cîteva dintre cazurile în care ipoteza de nul este verificată aplicînd teste parametrice :

a. compararea a două probe mari ($n>50$).

Proba I $\begin{cases} \overline{X_1} \\ S_1^2 \end{cases}$ — indicii statistici calculaţi

n_1 — numărul de unităţi de probă

Proba II $\begin{cases} \overline{X_2} \\ S_2^2 \\ n_2 \end{cases}$

Dacă n_1 şi $n_2>50$, se poate aplica teorema limitei centrale şi atunci distribuţiile din care provin mediile, aproximează distribuţia normală. Abaterile standard ale mediilor sînt $\sqrt{S_1^2/n_1}$ şi respectiv $\sqrt{S_2^2/n_2}$. Teorema limitei centrale fiind aplicabilă fiecărei probe, diferenţa dintre mediile calculate are o distribuţie normală în jurul lui 0, cu o abatere standard egală cu abaterea standard a diferenţei dintre medii. Atunci diferenţa dintre mediile probelor $(\overline{X_1}-\overline{X_2})$ se află la „d" abateri standard faţă de 0.

$$d=\frac{\text{diferenţa dintre mediile probelor}}{\text{abaterea standard a diferenţei}}=\frac{\overline{X_1}-\overline{X_2}}{\sqrt{\frac{S_1^2}{n_1}+\frac{S_2^2}{n_2}}} \qquad (81)$$

Raportul d este o variabilă normală cu media 0 şi ia valori pozitive şi negative.

Dacă $|d|>1{,}96$, ipoteza de nul cu privire la medii este respinsă ($\mu_1 \neq \mu_2$) pentru nivelul de semnificaţie de 5% şi dacă $|d|>2{,}58$ ipoteza este respinsă pentru nivelul de semnificaţie de 1% (probabilitatea ca ipoteza de nul cu privire la medii să fie adevărată este mai mică decît 0,05 şi respectiv 0,01).

Pentru varianţă, ipoteza de nul este verificată aplicînd testul F.

$$F=\frac{S_1^2}{S_2^2} \qquad (82)$$

unde varianţa de la numărător este totdeauna > decît cea de la numitor.

Valoarea calculată pentru F se compară cu cea care corespunde nivelului de semnificaţie de 5% şi numărului gradelor de libertate $\nu_1=n_1-1$ pentru numărător şi $\nu_2=n_2-1$ pentru numitor (tabelul 4.8.1 Snedecor, 1968).

Dacă valoarea calculată a lui F > decît cea din tabel ipoteza de nul este respinsă ($\sigma_1^2 \neq \sigma_2^2$).

b. Compararea a două probe mici care aproximează seria Poisson.

Dacă ambele probe au produsul n_1m_1 şi respectiv $n_2m_2>30$ atunci se aplică testul d :

$$d=\frac{m_1-m_2}{\sqrt{\frac{m_1}{n_1}+\frac{m_2}{n_2}}}=\frac{\overline{x_1}-\overline{x_2}}{\sqrt{\frac{\overline{x_1}}{n_1}+\frac{\overline{x_2}}{n_2}}} \qquad (83)$$

unde m_1 şi m_2 estimează parametrul din seria Poisson şi $m_1=\bar{x}_1=S_1^2$ respectiv $m_2=\bar{x}_2=S_2^2$.

Dacă $|d|>1,96$ sau $|d|>2,58$ ipoteza de nul este respinsă pentru nivelele de semnificaţie de 5% şi respectiv 1%.

Dacă probele sînt atît de mici încît n_1m_1 şi $n_2m_2<30$, atunci se aplică transformările adecvate ($\sqrt{x}$ sau $\sqrt{x+0,5}$) înainte de a folosi testele asociate distribuţiei normale (vezi cazul următor).

c. Compararea a două probe mici ($n<50$) care aproximează distribuţia binomial negativă.

În acest caz valorile care alcătuiesc fiecare probă sînt transformate în prealabil pentru satisfacerea condiţiilor de normalitate. Astfel dacă transformarea aplicată este logaritmarea avem :

Proba I :

$\bar{y}_1$ = media calculată folosind valorile transformate ($y_1=\log_{10}x_1$)

$$S_1^2=\frac{\Sigma(y_1-\bar{y}_1^2)}{n_1-1}$$

n_1 = numărul valorilor pentru variabila x_1 şi respectiv y_1.

Proba II :

$$\bar{y}_2\ ;\quad S_2^2=\frac{\Sigma(y_2-\bar{y}_2)}{n_2-1}\ ;\ n_2$$

Se verifică ipoteza de nul (H_0 ; $\mu_1=\mu_2$; $\sigma_1^2=\sigma_2^2$) aplicînd testul F şi testul Student.

Aprecierea semnificaţiei varianţelor prin intermediul testului F se face după procedeul prezentat în cazul comparării probelor mari.

Pentru aprecierea semnificaţiei dintre medii se calculează valoarea lui t

$$t=\frac{\text{diferenţa dintre medii}}{\text{eroarea standard a diferenţei}}\quad\frac{\bar{y}_1-\bar{y}_2}{\sqrt{S^2\left(\frac{1}{n_1}+\frac{1}{n_2}\right)}} \tag{84}$$

unde :

$$S^2=\frac{\Sigma(y_1-\bar{y}_1)^2+\Sigma(y_2-\bar{y}_2)^2}{n_1+n_2-2} \tag{85}$$

Dacă valoarea calculată pentru t este mai mare decît valoarea corespunzătoare probabilităţii de transgresiune de 0,05 şi numărul gradelor de libertate $\nu=n_1+n_2-2$, (tabelul 3 Fischer şi Yeates, 1974) ipoteza de nul este respinsă şi deci diferenţa dintre mediile celor două probe este semnificativă.

ANEXA 2

DETERMINAREA MĂRIMII PROBEI

În cercetarea ecologică una din problemele cheie care condiţionează întreg programul de cercetare şi valoarea rezultatelor obţinute este reprezentată de stabilirea numărului unităţilor de probă (n) care trebuie să fie prelevate la un moment dat (t_i), pentru a asigura estimarea parametrilor urmăriţi cu o eroare de pînă la 20% (această limită este acceptabilă pentru majoritatea cercetărilor ecologice) şi pentru a evita supraîncărcarea programului de lucru şi aşa foarte complex.

Problema poate fi rezolvată pe două căi :

1. Experimental şi, în acest caz, se extrag succesiv probe în care numărul unităţilor de probă creşte în progresie aritmetică. Astfel, să presupunem că extragem probe a cîte 5, 10, 15, 20, 25, 30 ... unităţi de probă şi pentru fiecare din ele calculăm media aritmetică a parametrului urmărit. În acest caz vom observa că pe măsură ce se modifică mărimea probei se modifică şi valoarea mediei pentru ca în cele din urmă aceasta să se stabilizeze într-un domeniu foarte restrîns de fluctuaţie. Prima probă prin care se marchează fenomenul de stabilizare a fluctuaţiilor mediei, reprezintă proba de mărime acceptabilă pentru desfăşurarea programului de cercetare.

Această cale este ea însăşi mare consumatoare de timp şi, ca urmare, este rareori folosită.

2. Determinarea prin calcul a mărimii probei pentru un anumit grad de precizie. În primul rînd se stabileşte care este eroarea pe care o admitem în estimarea parametrilor urmăriţi. Eroarea procentuală poate fi exprimată fie faţă de eroarea standard a mediei ($S_{\bar{x}}$) fie ca limite de încredere ale mediei. În statistică se cunoaşte bine că pentru o anumită abatere standard (S) sau varianţă (S^2) eroarea standard a mediei ($S_{\bar{x}}$) este o funcţie de numărul unităţilor de probă (n) din fiecare probă extrasă la întîmplare (vezi relaţia 72).

Raportul dintre eroarea standard a mediei ($S_{\bar{x}}$) şi media aritmetică ($\bar{x}$) este un indicator al gradului de precizie sau al erorii cu care estimăm valoarea reală a parametrului. Dacă alegem ca eroare de estimare valoarea de 20% sau 0,2 atunci putem scrie :

$$0{,}2 = \frac{S_{\bar{x}}}{\bar{x}} = \frac{1}{\bar{x}} \sqrt{\frac{S^2}{n}} \qquad (86)$$

şi deci numărul unităţilor de probă pentru eroarea aleasă este calculat după relaţia :

$$n = \frac{S^2}{0{,}2^2 \bar{X}^2} = \frac{25\,S^2}{\bar{X}^2} \tag{87}$$

În cazul în care se cunoaşte că distribuţia de frecvenţe a probei aproximează seria Poisson ($\sigma^2 = \mu$) atunci numărul de unităţi de probă pentru aceeaşi eroare se calculează astfel :

$$0{,}2 = \frac{1}{\bar{X}} \sqrt{\frac{\bar{X}}{n}} = \frac{1}{\sqrt{n\bar{X}}} \text{ de unde} \tag{88}$$

$$n = \frac{1}{0{,}2^2 \bar{X}} = \frac{25}{\bar{X}}. \tag{89}$$

Dacă însă distribuţia de frecvenţe a probei aproximează distribuţia binomial negativă ($\sigma^2 > \mu$) atunci pentru aceeaşi eroare (0,2) numărul unităţilor de probă se stabileşte astfel :

$$0{,}2 = \frac{1}{\bar{X}} \sqrt{\frac{\bar{X}}{n} + \frac{\bar{X}^2}{nK}} = \sqrt{\frac{1}{n\bar{X}} + \frac{1}{nK}} \text{ de unde} \tag{90}$$

$$n = \frac{1}{0{,}2^2} \left(\frac{1}{\bar{X}} + \frac{1}{K} \right) = 25 \left(\frac{1}{\bar{x}} + \frac{1}{K} \right). \tag{91}$$

După cum se observă, pentru a calcula numărul unităţilor de probă şi a stabili mărimea probei, avem nevoie de următoarele elemente :

— alegerea erorii de estimare a parametrilor (în mod obişnuit pentru cercetarea ecologică 20%)

— extragerea unei probe de mărime oarecare pentru care se stabileşte distribuţia de frecvenţe şi se calculează indicii statistici care o definesc : varianţa (S^2) şi media aritmetică ($\bar{X}$).

— se stabileşte ce tip de distribuţie teoretică aproximează, normală Poisson sau binomial negativă.

— În cazul în care distribuţia de frecvenţe a probei aproximează distribuţia binomial negativă atunci se estimează parametrul K folosind relaţia 71.

Exemplificăm cele menţionate într-o situaţie concretă prezentată de Elliott (1977) şi adoptată pentru rezolvarea problemei menţionată mai sus.

Într-o probă formată din 80 unităţi de probă s-a identificat specia *Gammarus pulex* şi s-a determinat numărul de indivizi/unitatea de probă (X). S-a observat că numărul de indivizi/unitatea de probă (X) a luat valori în domeniul (0 ; 16). Ordonîndu-se datele s-a obţinut următoarea distribuţie de frecvenţe a probei :

X	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
f	3	7	9	12	10	6	7	6	5	4	3	2	2	1	1	1	1

unde :

X = numărul de indivizi/unitatea de probă
f = numărul de probe care au avut 0, 1, 2, . . ., 16 indivizi.

Pentru această distribuţie de frecvenţe indicii statistici ai probei au următoarele valori :

$$\bar{X} = \frac{\Sigma fx}{n} = \frac{425}{80} = 5{,}3125$$

$$S^2 = \frac{\Sigma(fx^2) - \overline{X} \leq fx}{n-1} = \frac{3327 - 5{,}3125\,(425)}{80-1} = 13{,}534$$

După cum se observă $S^2 > \overline{X}$ şi atunci suspectăm că distribuţia de frecvenţe a probei ar putea să aproximeze distribuţia binomial negativă care se caracterizează prin faptul că $\sigma^2 > \mu$.

Pentru a verifica această ipoteză ($f = nP_{(x)}$) trebuie să determinăm care ar fi distribuţia de frecvenţe a valorilor lui x, determinate prin analiza probei, dacă probabilitatea de a avea unităţi de probă cu 0, 1, 2, . . ., 16 indivizi urmează distribuţia teoretică binomial negativă. Pentru a afla acest lucru se procedează astfel :

— se calculează probabilităţile de a avea probe cu 0, 1, 2, . . ., 16, . . ., 20, . . . etc. indivizi aplicînd relaţia 70 care permite să calculăm orice termen al distribuţiei binomial negative.

Pentru a aplica relaţia se înlocuiesc termenii μ şi K prin estimatele lor $\overline{X}$ şi respectiv $\widehat{K}$.

$$\begin{cases} \widehat{K} = \dfrac{\overline{X}}{S^2 - \overline{X}} = \dfrac{5{,}3^2}{13{,}5 - 5{,}3} = 3{,}4 \\ \overline{X} = 5{,}3 \end{cases}$$

Aplicînd relaţia pentru valori ale lui x de la 0 la 16 se obţin următoarele probabilităţi :

X	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
P_X	0,041	0,085	0,1136	0,124	0,121	0,109	0,093	0,076	0,061	0,047

X	10	11	12	13	14	15	16 . . .	20 . . .
P_X	0,0355	0,026	0,019	0,014	0,01	0,007	0,005 . . .	0,001 . . .

— se înmulţesc termenii seriei de probabilităţi calculate pentru valorile lui X cu numărul total de valori (n = 80) şi se obţine distribuţia de frecvenţe ($nP_{(x)}$) corespunzătoare distribuţiei de probabilităţi binomial negative.

nP_x	3,31	6,81	9,09	9,94	8,74	7,46	6,11	4,85	3,75	2,84	2,11	1,55	1,12	0,8	0,57	0,4 . . .	0,09

Dispunem de elemente necesare pentru verificarea ipotezei conform căreia distribuţia de frecvenţe (f) a probei este egală cu distribuţia de frecvenţe ($nP_{(x)}$) corespunzătoare distribuţiei de probabilităţi binomial negativă. Apreciem dacă diferenţa dintre cele două distribuţii este semnificativă aplicînd testul χ^2, care se calculează după relaţia :

$$\chi^2 = \sum \frac{(\text{obs.} - \text{exp.})^2}{\text{exp.}} \qquad (92)$$

unde :

obs. = valoarea inclusă în distribuţia de frecvenţe a probei (f) corespunzătoare lui X = 0, 1, 2, . . ., 16

exp. = valoarea calculată în raport cu probabilitatea corespunzătoare distribuţiei binomial negative.

După cum se observă în tabelul 22, valoarea lui $\chi^2 = 1{,}63$, valoare care se compară cu valoarea corespunzătoare probabilității de transgresiune de 0,05 și gradelor de libertate ν (tabelul 27.1, Snedecor). Pentru cazul luat în considerare ultimile clase de frecvențe au fost contopite și atunci numărul gradelor de libertate, avînd în vedere că avem doi parametri estimați (μ și K), se calculează astfel :

$$\nu = 15 - 2 - 1 = 12$$

Întrucît valoarea calculată a lui χ^2 este mai mică decît valoarea din tabel se admite ipoteza formulată și deci distribuția de frecvențe a probei aproximează distribuția binomial negativă.

TABEL 22

Aplicarea testului χ^2 pentru verificarea apartenenței distribuției de frecvențe a probei la distribuția binomial negativă

X		nP_x	obs.-exp.	X^2
0	3	3,31	—0,31	0,03
1	7	6,81	0,19	0,01
2	9	9,09	—0,09	0,00
3	12	9,94	2,06	0,43
4	10	9,69	0,31	0,01
5	6	8,74	—2,74	0,86
6	7	7,46	—0,46	0,03
7	6	6,11	—0,11	0,00
8	5	4,85	0,15	0,01
9	4	3,75	0,25	0,02
10	3	2,84	0,16	0,01
11	2	2,11	—0,11	0,01
12	2	1,55	0,45	0,13
13	1	1,12	—0,12	0,01
14	3	2,57	0,43	0,07
și mai mulți indivizi	80	79,94		1,63

Deci, pentru exemplul luat în considerare, se cunoaște că distribuția de frecvențe a probei aproximează distribuția binomial negativă, că media $\bar{x} = 5{,}3$ și valoarea lui $\hat{K} = 3{,}4$ astfel încît alegînd eroarea de estimare de 20% și respectiv 10% putem să calculăm numărul de unități de probă ce trebuie prelevat la fiecare moment stabilit în programul de cercetare :

$$n = 25\left(\frac{1}{5{,}3} + \frac{1}{3{,}4}\right) = 12$$

sau

$$n = 100\left(\frac{1}{5{,}3} + \frac{1}{3{,}4}\right) = 49$$

ANEXA 3

DETERMINAREA TIPULUI DE DISTRIBUȚIE SPAȚIALĂ

S-a stabilit un număr relativ mare de indici utilizați pentru determinarea și compararea tipurilor de distribuție spațială în cazul populațiilor naturale. În tentativa de a găsi o cale ideală de rezolvare a problemei s-au avut în vedere o serie de criterii (Elliott, 1977) dintre care menționăm următoarele :

— indicele ar trebui să ia valori reale și continui pe întreg domeniul care ar include uniformitatea ideală (număr egal de indivizi în fiecare unitate de probă), distribuția randomizată ($S^2=\overline{X}$) și gruparea maximă (toți indivizii s-ar afla într-o unitate de probă) ;

— ar trebui ca indicele să nu fie dependent de mărimea unității de probă, de numărul unităților de probă (n), de media probei ($\overline{X}$) și de numărul total de indivizi din probă (ΣX) ;

— să se calculeze cu ușurință pornind de la un volum mare de date empirice și să aibă o mare putere de rezoluție în compararea probelor care vizează aceeași populație sau populații diferite (fig. 80).

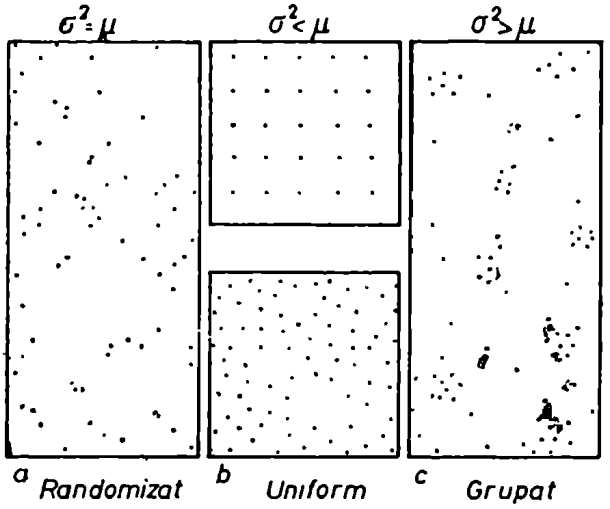


Fig. 80. Tipuri de distribuție spațială. (a) Randomizat, (b) Uniform (sus forma ideală, jos forma obișnuită), (c) Grupat.

1. *Indici care se bazează pe raportul dintre varianță (S^2) și medie ($\overline{X}$)*

Principalii indici de distribuție spațială care includ raportul dintre varianță și medie sînt prezentați în tabelul 23.

După cum se observă, valorile incluse în coloana corespunzătoare grupării maxime indică în cazul tuturor indicilor grupați (cu excepția indicelui Green) dependență de numărul de indivizi din probă ($\Sigma X=n\overline{X}$). Acești indici au valoare practică, pentru caracterizarea celor trei tipuri

principale de distribuție spațială în cazul în care probele ar avea același număr de unități de probă (n), aceeași medie ($\overline{X}$) și același număr de indivizi (Σx).

Cum această condiție este foarte rar satisfăcută în practică, indicii menționați sînt utilizați doar pentru a verifica dacă distribuția unei populații este sau nu întîmplătoare (aproximează o distribuție teoretică Poisson).

Pentru determinarea și compararea tipului grupat de distribuție spațială al aceleiași populații în timp sau al unor populații diferite singurul indice utilizabil din categoria celor care au la bază raportul dintre varianță și medie este cel stabilit de Green (1966).

TABELUL 23

Valorile indicilor de distribuție spațială care se bazează pe raportul dintre varianță (S^2) și medie ($\overline{X}$), pentru uniformitate maximă, întîmplare și grupare maximă
(n = numărul de unități de probă, $\overline{X}$ = media probei, S^2 = varianța probei, $n\overline{X} = \Sigma X$ = numărul de indivizi în probă. După Elliot, 1977)

Indice	Uniformitate maximă	Randomizat	Grupare maximă
$\frac{S^2}{\overline{X}}$	0	1	ΣX
$\frac{S^2 (n-1)}{\overline{X}}$	0	$n-1$	$\Sigma X (n-1)$
$\frac{S^2}{\overline{X}} - 1$ (David și Moore, 1954)	-1	0	$\Sigma x - 1$
$\frac{S}{\sqrt{\overline{X}}}$ (Indice Lewis)	0	1	$\sqrt{\Sigma X}$
$\frac{(S^2/\overline{X}) - 1}{\Sigma x - 1}$ (Green, 1966)	$-\frac{1}{\Sigma x - 1}$	0	1

$\frac{S^2 (n-1)}{\overline{X}}$ reprezintă, de fapt, relația de calcul a testului χ^2 în vederea aprecierii semnificației îndepărtării de la distribuția randomizată sau altfel spus semnificația îndepărtării raportului $\frac{S^2}{\overline{X}}$ de la valoarea 1.

Pentru probe cu $n \leqslant 30$, aprecierea se face comparînd valoarea calculată a lui χ^2 cu valoarea corespunzătoare pentru probabilitatea de transgresiune 0,05 și $n-1$ grade de libertate (tabelul 2.7.1 Snedecor, 1970). Dacă valoarea calculată depășește valoarea din tabel, înseamnă că îndepărtarea raportului de la valoarea 1 este semnificativă și dacă este mai mică înseamnă că diferența este nesemnificativă. Deci, în primul caz se admite că populația nu are distribuție randomizată, iar în al doilea caz că distribuția populației este întîmplătoare.

Pentru probe cu n>30, aprecierea se face folosindu-se variabila normală d care se calculează după relaţia :

$$d=\sqrt{2\chi^2}-\sqrt{2\nu-1} \qquad (93)$$

unde

χ^2 = valoarea calculată
ν = numărul gradelor de libertate (n—1).

Dacă $d\subset(-1{,}96\ ;\ 1{,}96)$ diferenţa nu este semnificativă şi populaţia se distribuie întîmplător.

Dacă $d>-1{,}96$ diferenţa este semnificativă şi populaţia are distribuţie uniformă ($S^2<\overline{X}$).

Dacă $d>1{,}96$ diferenţa este semnificativă şi populaţia are distribuţie grupată ($S^2>\overline{X}$).

2. *Coeficientul de regresie „b" din relaţia care caracterizează legea Taylor*

Taylor (1961) a arătat că varianţa (σ^2) unei populaţii este dependentă de media aritmetică (μ), dependenţă descrisă de ecuaţia :

$$\sigma^2=a\mu^3 \qquad (94)$$

sau de ecuaţia unei drepte obţinută prin logaritmarea ecuaţiei de mai sus :

$$\log_{10}\sigma^2=\log_{10}a+b\log_{10}\mu. \qquad (95)$$

Se observă că b reprezintă coeficientul de regresie sau panta dreptei care caracterizează dependenţa varianţei de media aritmetică.

Aplicînd legea Taylor indicilor statistici (S^2 şi $\overline{X}$) determinaţi pentru o serie de probe se calculează intersecţia dreptei cu ordonata (loga) şi panta acesteia (b). Astfel, dacă se analizează „i" probe, fiecare probă fiind alcătuită din „n" unităţi de probă, se vor obţine i valori pentru indicii statistici reprezentaţi de varianţă (S^2) şi media aritmetică ($\overline{X}$) după care, aplicîndu-se metoda regresiei simple, se determină coeficienţii care definesc ecuaţia dreptei (fig. 81).

Coeficientul de regresie sau panta dreptei (b) care descrie relaţia dintre varianţă şi media unei serii de probe este folosit în practică pentru aprecierea tipului de distribuţie spaţială a populaţiilor naturale. Acest indice este cel puţin aparent, independent de numărul unităţilor de probe (n), de media aritmetică ($\overline{X}$) şi de numărul de indivizi în probe (Σx) şi ia valori într-un domeniu foarte larg, de la 0 la ∞.

Valoarea, egală cu unitatea s-ar obţine în cazul extragerii probelor din populaţii cu distribuţie spaţială întîmplătoare, valori mai mici decît unitatea în cazul populaţiilor cu distribuţie uniformă şi valori mai mari decît unitatea în cazul extragerii seriei de probe din populaţii caracterizate prin diferite grade de grupare a indivizilor (fig. 81).

Deci, calculînd valoarea indicelui b pentru o populaţie naturală putem să apreciem tipul de distribuţie spaţială şi mai mult în cazul în care distribuţia este grupată să apreciem şi gradul de grupare.

3. *Indicele Morisita ($I\delta$)*

Este independent de media aritmetică ($\overline{X}$) a probei, de numărul de indivizi (Σx) dar este în mare măsură dependent de numărul unităţilor de

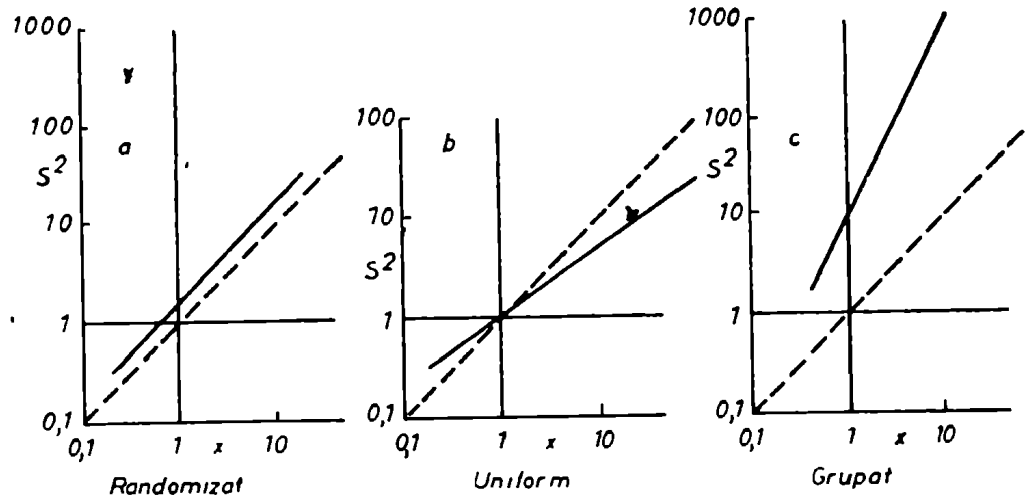


Fig. 81. Liniile de regresie ale log S^2 prin log $\overline{X}$ pentru diferite tipuri de distribuţie spaţială :
a — distribuţie la întîmplare, $\sigma^2=1{,}5\ \mu^{1.0}$; b — distribuţie uniformă $\sigma^2=1\ \mu^{0.7}$; c — distribuţie grupată $\sigma^2=10\ \mu^{2.0}$. Punctele din jurul liniei de regresie sînt omise (După Elliott M. J., 1977).

probă (n) atunci cînd ia valori către limitele domeniului său de fluctuaţie, ceea ce corespunde distribuţiei uniforme şi grupate (Morisita, 1959, 1971). Relaţia de calcul se scrie :

$$I_\delta = n\,\frac{\Sigma[x(x-1)]}{\Sigma x(\Sigma x-1)} = n\,\frac{\Sigma(x^2)-\Sigma x}{(\Sigma x)^2-\Sigma x} \qquad (96)$$

unde

x = numărul de indivizi/unitatea de probă.

Indicele Morisita este egal cu unitatea dacă distribuţia spaţială a populaţiilor este perfect randomizată, este mai mic decît unitatea şi tinde către $1-\frac{n-1}{\Sigma x-1}$ dacă populaţiile au distribuţie uniformă sau se apropie de uniformitatea maximă şi este mai mare decît unitatea tinzînd către n atunci cînd populaţiile au distribuţie grupată şi se apropie de grupare maximă.

Măsura în care distribuţia spaţială a unei populaţii se îndepărtează semnificativ de distribuţia întîmplătoare se apreciază aplicînd testul χ^2.

$$\chi^2 = I\delta(\Sigma x - 1) + n - \Sigma x. \qquad (97)$$

Dacă formulăm ipoteza de nul ; $H_0 : I\delta = 1$, aceasta va fi admisă dacă valoarea calculată χ^2 va fi mai mică decît valoarea corespunzătoare probabilităţii de transgresiune de 0,05 şi n—1 grade de libertate (tabelul 2.7.1, Snedecor, 1970) şi repectiv va fi respinsă dacă valoarea calculată va fi mai mare decît cea din tabel.

Verificările efectuate în cazul populaţiilor cu distribuţie grupată au arătat că indicele Morisita este independent de mărimea unităţii de probă, pînă cînd unitatea de probă egalează dimensiunile grupărilor după care începe să scadă pe măsură ce unitatea de probă continuă să crească în dimensiuni. Această constatare este aplicată în practică pentru aprecierea dimensiunii medii a grupărilor de indivizi din cadrul populaţiei.

ANEXA 4

MODALITĂȚI DE CALCUL AL DIVERSITĂȚII

În cercetarea ecologică actuală, care are caracter extensiv și intensiv, se abordează de obicei complexe de ecosisteme, fapt care presupune o bună organizare și conducere a activității, optimizarea întregului proces. În acest sens se impune ca pe baza datelor empirice rezultate din analiza probelor prelevate în decursul a 1 sau 2 ani de zile, folosindu-se căi adecvate, să se diferențieze categorii de ecosisteme, în fiecare categorie fiind incluse ecosisteme asemănătoare din punct de vedere structural. După această fază cercetarea este concentrată asupra unui ecosistem din fiecare categorie, aprecierile finale fiind valabile pentru toate ecosistemele de același tip.

Criteriul cel mai frecvent folosit pentru compararea și categorisirea ecosistemelor este diversitatea biocenozelor din componența acestora. De aceea s-a acordat o deosebită atenție modalităților de cuantificare a diversității pornind de la datele empirice cu privire la structura biocenozelor. Principalele informații despre structura biocenozelor, de care dispunem după o perioadă scurtă de cercetare sînt reprezentate de numărul de specii și de abundențele lor relative. Folosindu-se aceste informații sînt diferite modalități de măsurare a diversității și în consecință diferiți indici de diversitate :

1. Parametrul α din seria logaritmică (Fisher, Corbet, Williams, 1943). Această modalitate se folosește numai atunci cînd ne asigurăm că abundențele relative sau numărul de indivizi prin care sînt reprezentate speciile într-o biocenoză aproximează o distribuție logaritmică care se scrie astfel :

$$\alpha x, \frac{\alpha x^2}{2}, \frac{\alpha x^3}{3}, \frac{\alpha x^4}{4} \ldots$$

unde

αx = numărul de specii reprezentate în probă printr-un singur individ ;

$\frac{\alpha x^2}{2}$ = numărul de specii reprezentate în probă prin 2 indivizi ... etc.

Ecuația care descrie relația dintre numărul de specii și numărul de indivizi din probă este :

$$S=\alpha \ln\left|1+\frac{N}{\alpha}\right| \tag{98}$$

unde

S = numărul de specii din probă ,
N = numărul de indivizi din probă ;
ln = logaritmul în bază e ;
α = indicele de diversitate.

2. Indicele Simpson.

Acest indice derivă din aplicarea teoriei probabilităților. Simpson (1949) a încercat să rezolve următoarea problemă : care este probabilitatea ca doi indivizi extrași la întîmplare dintr-o biocenoză să aparțină la specii diferite ?

Dacă o specie „i" este reprezentată în biocenoză într-o proporție $P_i\left(P_i=\frac{n_i}{N}\right.$; n_i = numărul de indivizi din specia „i" prezenți în probă, $N=$ = numărul de indivizi aparținînd tuturor speciilor, prezent în probă), probabilitatea de a extrage la întîmplare doi indivizi aparținînd acesteia este egală cu P_i^2. Sumînd aceste probabilități pentru toate speciile comunității se poate scrie relația care permite calcularea indicelui de diversitate Simpson (D) :

$$D=1-\sum_{i=1}^{S}(P_i)^2 \tag{99}$$

unde

D = este indicele de diversitate Simpson (probabilitatea ca doi indivizi existenți într-o probă extrasă la întîmplare să aparțină la specii diferite) ;
P_i = proporția de indivizi prin care specia i este reprezentată în biocenoză ;
S = numărul de specii.

Pentru o biocenoză alcătuită doar din 2 specii avînd proporțiile de reprezentare 0,99 și respectiv 0,01, indicele Simpson se calculează

$$D=1-[(0{,}99)^2+(0{,}01)^2]=0{,}02.$$

Indicele Simpson ia valori între 0 și 1 după cum numărul de specii și proporția lor de reprezentare se modifică.

3. Indici care derivă din aplicarea teoriei informației.

Elementele pe care sînt fundamentați acești indici sînt următoarele :

a. Există o incertitudine asociată tentativei de a prezice cărei specii aparține un individ extras la întîmplare dintr-o biocenoză.

b. Această incertitudine este dependentă de abundența relativă sau de proporția de reprezentare a fiecărei specii în cadrul comunității, fiind cu atît mai mare cu cît abundențele relative tind să se uniformizeze. Astfel, pentru o biocenoză alcătuită din populații aparținînd la 10 specii diferite, incertitudinea în a prezice cărei specii aparține un individ extras la întîm-

plare, ar fi maximă dacă abundențele relative ale celor 10 componente sînt egale și minimă dacă una din specii ar avea abundența relativă mai mare de 90%.

c. Incertitudinea este dependentă în același timp de numărul de populații din componența biocenozei, crescînd pe măsură ce complexitatea biocenozei exprimată prin numărul de populații componente ar crește.

Din această categorie a indicilor de diversitate cel mai frecvent sînt folosiți indicii Brillouin (H) și Shannon-Wiener (H').

3.1. Indicele de diversitate Brillouin (H), reprezintă o măsură adecvată a diversității dacă toți indivizii populațiilor componente ale unei biocenoze sau ale unei probe alcătuite dintr-un număr foarte mare de unități de probă, ar fi identificați și numărați.

În acest caz

$$H = \frac{1}{N} \log_{10} \frac{N!}{N_1!\ N_2!\ \ldots\ N_s!} \qquad (100)$$

unde

N = numărul total de indivizi ;

$N_1, N_2 .. N_s$ = numărul de indivizi ai fiecărei specii ;

$!$ = factorial (exemplu $4! = 1 \cdot 2 \cdot 3 \cdot 4$) ;

H = incertitudinea sau informația medie pe individ.

Conținutul informațional (B) al întregii comunități ar fi dat de produsul dintre informația medie pe individ (H) și numărul total de indivizi (N).

$$B = HN. \qquad (101)$$

Specificăm că pot fi folosiți logaritmii în bază 10, e sau 2, în ultimul caz informația fiind exprimată în unitatea specifică de măsură, bitul.

Pentru calcul, Poole (1974) indică o ecuație echivalentă cu (100)

$$H = \frac{C}{N} (\log_{10} N! - \sum \log_{10} N_i!) \qquad (102)$$

unde

N_i = reprezintă numărul de indivizi aparținînd speciei „i" ;

C = constanta de conversie a logaritmilor în baza 10 în logaritmi în baza e sau 2 (dacă baza aleasă este 2, $C = 3{,}32198$ și dacă este „e", $C = 2{,}302585$).

Ecuația (102) este mai comodă pentru că există tabele cu valorile $\log_{10} X!$, pentru $x = 1, 2, \ldots, 300$ (Fisher și Yates, 1963) sau $x = 1, 2, \ldots, 1\,050$ (Lloyd, Zar și Karr, 1968), iar pentru numere întregi mai mari decît valorile incluse în tabele și numere zecimale mai mari decît 6 se poate aplica relația următoare :

$$\log_{10} X! = (x + 0{,}5) \log_{10} X + 0{,}5 \log_{10} 2\pi - \left(X - \frac{1}{12X} + \frac{1}{360 X^3}\right) \log_{10} e \qquad (103)$$

unde

π = 3,14

e = 2,71812

Ţinînd seama de faptul că în calcul se iau în considerare toţi indivizii dintr-o biocenoză sau dintr-o probă foarte mare, valorile indicelui de diversitate sînt semnificativ diferite între ele. Dacă notăm H_{max}, valoarea maximă a indicelui de diversitate pe care o biocenoză cu un anumit număr de specii ar putea să o atingă dacă toate speciile ar fi în mod egal reprezentate atunci se poate determina un alt indice, cunoscut ca echitabilitate şi care trebuie să fie asociat totdeauna valorii calculate a indicelui de diversitate (H), pe baza datelor empirice colectate, în vederea sporirii eficienţei în compararea biocenozelor.

Acest indice (E) ar caracteriza gradul de uniformitate al distribuţiei indivizilor pe specii şi reprezintă raportul dintre valoarea calculată (H) a diversităţii şi valoarea maximă a acesteia, pe care ar putea să o realizeze biocenoza în condiţiile în care numărul de specii ar rămîne constant dar ar fi în mod egal reprezentate ($N_1 = N_2 = N_3 \ldots N_s$)

$$E = \frac{H}{H_{max}} \tag{104}$$

Deci, pentru calcularea echitabilităţii (E), cunoaştem valoarea indicelui de diversitate (H) determinată după relaţia (102) şi trebuie să calculăm diversitatea maximă posibilă (H_{max}.), aplicînd următoarea relaţie :

$$H_{max} = \frac{1}{N} \log_{10} \frac{N!}{\left\{\left[\frac{N}{S}\right]!\right\}^{S-r} \left\{\left[\left(\frac{N}{S}\right)+1\right]!\right\}^{r}} \tag{105}$$

unde

$\left[\frac{N}{S}\right]$ este partea întreagă a raportului $\frac{N}{S}$,

S = numărul de specii,

$r = N - S\left[\frac{N}{S}\right]$.

3.2. Indicele de diversitate Shannon—Wiener (H′).

În acest caz se presupune că datele empirice provin din analiza unei probe (alcătuită din n unităţi de probă), extrasă la întîmplare dintr-un ecosistem anume. Ca urmare, valoarea calculată a indicelui de diversitate (H′) va estima valoarea reală a diversităţii biocenozei. Indicele Shannon-Wiener se calculează uşor, folosind următoarea ecuaţie :

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} P_i \ln P_i \tag{106}$$

unde

S = numărul de specii ;

P_i = proporţia de reprezentare a fiecărei specii.

Ca şi în cazul anterior baza logaritmului rămîne la alegerea cercetătorului, dar de obicei se alege baza e.

Valoarea mai exactă a indicelui de diversitate Shannon-Wiener poate fi calculată folosindu-se seria Hutcheson (1970) :

$$H' = \left[-\sum_{i=1}^{S} P_i \ln P_i\right] - \left[\frac{S-1}{2N}\right] + \left[\frac{1 - \Sigma P_i^{-1}}{12 N^2}\right] + \left[\frac{\Sigma (P_i^{-1} - P_i^{-2})}{12 N^3}\right] + \ldots \tag{107}$$

Exceptînd primii doi termeni ai seriei, ceilalți au valori foarte mici încît pot fi neglijați și atunci calculul se simplifică. Întrucît indicele Shannon-Wiener reprezintă doar o estimare a diversității se impune a se calcula varianța asociată estimatei, după relația :

$$\text{Var}(H') = \frac{\sum_{i=1}^{S} P_i \ln^2 P_i - \left(\sum_{i=1}^{S} P_i \ln P_i\right)^2}{N} + \frac{S-1}{2N^2} + \ldots \qquad (108)$$

De obicei, lucrîndu-se cu probe suficient de mari, este de ajuns să se folosească numai primul termen al relației (108) pentru calcularea variației.

Pentru a aprecia măsura în care diferența dintre valorile calculate ale indicelui de diversitate, în cazul a două biocenoze este sau nu semnificativă (avînd în vedere că valorile sînt doar estimate ale diversității) se utilizează testul Student (t).

$$t = \frac{H'_1 - H'_2}{[\text{var}(H'_1) + \text{var}(H'_2)]^{1/2}} \qquad (109)$$

Ipoteza de nul ($H_0 : H'_1 = H'_2$) este admisă sau respinsă comparîndu-se valoarea testului Student calculată, cu valoarea din tabel corespunzătoare probabilității de transgresiune de 0,05 și numărului gradelor de libertate (ν) determinate astfel :

$$\nu = \frac{[\text{var}(H'_1) + \text{var}(H'_2)]^2}{\frac{\text{var}(H'_1)^2}{N_1} + \frac{\text{var}(H'_2)^2}{N_2}} \qquad (110)$$

unde

N_1, N_2 = reprezintă numărul de indivizi în probele prelevate din cele două biocenoze.

Gradul de uniformitate (E) în ceea ce privesc proporțiile de reprezentare a populațiilor componente se apreciază tot după relația (104) în care :

$$H'_{max} = \ln S \qquad (111)$$

Subliniem faptul că baza logaritmului din relația (111) trebuie să fie identică cu baza logaritmului folosit în relația (106).

ANEXA 5

ANALIZA VARIANȚEI

Cercetarea unui ecosistem natural sau a unei populații integrată într-un ecosistem, furnizează după un interval de timp o cantitate foarte mare de date, reprezentînd valorile în timp și spațiu ale parametrilor urmăriți (număr de specii, biomasa, concentrația elementelor minerale în biomasa organismelor, mărimea populațiilor etc.), precum și valorile principalelor componente ale biotopului. Problema pe care ne-o punem în această fază este de a stabili care dintre variabilele ale căror valori le cunoaștem influențează și determină fluctuațiile unuia sau altuia dintre parametrii sistemului cercetat. Să presupunem că am determinat lunar densitatea unei populații de oligochete care populează fundul unei bălți și că dispunem de valorile temperaturii, presiunii parțiale a oxigenului, a cantității de substanță organică acumulată în sedimente etc. pentru aceleași momente în care am determinat valoarea parametrului urmărit. Dispunînd de aceste date vrem să cunoaștem dacă fluctuațiile presiunii parțiale a oxigenului, ale cantității de substanță organică, ale temperaturii, precum și interacțiunea dintre acești factori afectează densitatea populației.

O asemenea problemă se rezolvă folosind metodele analizei simple sau duble ale variației.

Considerînd că, în cercetarea ecologică, problemele de genul celor prezentate mai sus se rezolvă prin metoda analizei duble a variației, vom prezenta pe scurt această metodă.

Notăm :

X_{ijk} — densitatea populației în cadrul fiecărei stații în care presiunea parțială a oxigenului (PO_2) sau cantitatea de substanță organică iau valori distincte ;

O_i — presiunea parțială a oxigenului ($i = 1, 2, \ldots, t$) ;

S_j — cantitatea de substanță organică ($j = 1, 2, \ldots, c$) ;

a_i — efectul presiunii parțiale a oxigenului ;

b_j — efectul cantității de substanță organică ;

a_ib_j — efectul interacţiunii dintre presiunea oxigenului şi cantitatea de substanţă organică ;

e_{ijk} — eroarea, termen care are o distribuţie normală cu media 0 şi varianţa $\sigma_e^2 (k=1, 2 \ldots r)$;

t, c — corespund numărului total de staţii în care presiunea parţială a oxigenului sau cantitatea de substanţă organică au luat valori distincte ;

r — corespunde nr. de situaţii în care aceeaşi combinaţie de valori pentru cei doi factori s-a repetat.

Avem în vedere faptul că valorile variabilelor (P_O, şi cantitatea de substanţă organică) reprezintă numai o serie dc valori întîmplătoare dintr-o mulţime de valori posibile şi atunci efectele a_i , b_j şi a_ib_j reprezintă de asemenea, doar o serie de efecte dintr-o multitudine de efecte posibile.

În această situaţie analiza varianţei se deosebeşte de cazul în care am considera că ne interesează efectele celor doi factori în exclusivitate pentru valorile înregistrate. Acest caz nu-l luăm în discuţie pentru că nu este adecvat cercetării în ecologie. Fiecare valoare individuală X_{ijk} este suma a 5 componente :

$$X_{ijk}=\mu+a_i+b_j+a_ib_j+e_{ijk} \tag{112}$$

unde

μ = media tuturor valorilor densităţii ;

$a_i, b_j, a_ib_j, e_{ijk}$ = au semnificaţia arătată mai sus.

Datele empirice (X_{ijk}) se grupează în şiruri şi coloane astfel încît se pot calcula sumele pătratelor după următoarele relaţii :

(113) $S_1=\sum_{i=1}^{t}\sum_{j=1}^{e}\sum_{k=1}^{r} X_{ijk}^2$ — suma pătratelor tuturor valorilor ;

(114) $S_2=\dfrac{\left(\sum_{i=1}^{t}\sum_{j=1}^{e}\sum_{k=1}^{r} x_{ijk}\right)^2}{t\cdot c\cdot r}$ — suma pătratelor pentru medie ;

(115) $S_3=\dfrac{\sum_{i=1}^{t}\left(\sum_{j=1}^{c}\sum_{k=1}^{r} x_{ijk}\right)^2}{c\cdot r}-S_2$ — suma pătratelor pe coloane (pentru presiunea parţială de oxigen, în cazul nostru) ;

(116) $S_4=\dfrac{\sum_{j=1}^{c}\left(\sum_{i=1}^{t}\sum_{k=1}^{r} x_{ijk}\right)^2}{t\cdot r}-S_2$ — suma pătratelor pe rînduri (pentru cantitatea de substanţă organică) ;

(117) $$S_5=\frac{\sum_{i=1}^{t}\sum_{j=1}^{c}\left(\sum_{k=1}^{r}x_{ijk}\right)^2}{r}-(S_2+S_3+S_4)$$ suma pătratelor pentru interacțiunea celor doi factori ;

(118) $$S_6=S_1-(S_2+S_3+S_4+S_5)$$ suma pătratelor pentru eroare.

Cunoscînd numărul gradelor de libertate (ν) pentru presiunea parțială de oxigen, cantitatea de substanță organică, interacțiunea dintre cei doi factori și eroarea precum și sumele pătratelor prezentate mai sus se calculează pătratele medii sau componentele variației (tabelul 24).

TABEL 24

Termenii implicați în analiza dublă a variației

Componenta	ν	Suma pătratelor	Varianța	F
Densitatea	N	S_1		
Media	1	S_2		
Presiunea parțială a oxigenului	t—1	S_3	$\sigma_3^2=\frac{S_3}{t-1}$	σ_3^2/σ_5^2
Cantitatea de substanță organică	c—1	S_4	$\sigma_4^2=\frac{S_4}{c-1}$	σ_4^2/σ_5^2
Interacțiunea variabilelor	(t—1) (c—1)	S_5	$\sigma_5^2=\frac{S_5}{(t-1)\ (c-1)}$	σ_5^2/σ_6^2
Eroarea	t·c (r—1)	S_6	$\sigma_6^2=\frac{S_6}{t\cdot c\ (r-1)}$	

Subliniem faptul că variațele sînt aditive și că varianța totală (σ^2) este egală cu suma variațelor determinate de fiecare componentă introdusă în analiză. De asemenea, subliniem că varianța determinată de presiunea parțială a oxigenului (P_{O_2}) sau de cantitatea de substanță organică include și varianța determinată de interacțiunea dintre ele precum și varianța determinată de eroare. La rîndul său varianța determinată de interacțiunea variabilelor include și varianța determinată de eroare. Această constatare se scrie.:

$$\sigma_3^2=\sigma_c^2+r\,\sigma_{O,S}^2+r\cdot c\,\sigma_O^2 \qquad (119)$$

$$\sigma_4^2=\sigma_e^2+r\,\sigma_{O,S}^2+c\,(r-1)\,\sigma_S^2 \qquad (120)$$

$$\sigma_5^2=\sigma_e^2+r\,\sigma_{O,S}^2 \qquad (121)$$

unde

σ_e^2 = varianța determinată de eroare (varianța reziduală) ;

$\sigma_{O,S}^2$ = varianța determinată de interacțiunea factorilor ;

σ_S^2 = varianța indusă de fluctuațiile cantității de substanță organică ;

σ_O^2 = varianța indusă de fluctuațiile P_{O_2}.

După cum se observă dispunem de toate elementele necesare ca aplicînd testul de semnificație F să apreciem dacă factorii de mediu luați în considerare direct sau indirect, în urma interacțiunii dintre ei influențează semnificativ mărimea populației.

Ținînd cont de constatările de mai sus se apreciază dacă fiecare factor de mediu influențează semnificativ sau nu mărimea populației, calculînd valoarea testului F pe baza raportului dintre varianța compusă a fiecărui factor (σ_3^2 sau σ_4^2) și varianța compusă determinată de interacțiunea lor (σ_5^2).

Măsura în care interacțiunea dintre factori influențează semnificativ mărimea populației este apreciată calculînd valoarea testului F pe baza raportului dintre varianța compusă a interacțiunii (σ_5^2) și varianța dată de eroare (σ_6^2).

Ipotezele de nul pe care le formulăm sînt :

$$H_1 ; \sigma_3^2 = \sigma_5^2$$

$$H_2 ; \sigma_4^2 = \sigma_5^2$$

$$H_3 ; \sigma_5^2 = \sigma_6^2$$

Prima ipoteză este verificată comparînd valoarea calculată a testului F (σ_3^2/σ_5^2) cu valoarea din tabelul de distribuție a valorilor sale pentru nivelul de confidență de 95% (tabelul 4.81. Snedecor) luînd în considerare numărul gradelor de libertate $\nu_1 = t-1$ la numărător și $\nu_2 = (t-1)(c-1)$ la numitor. Dacă valoarea calculată este mai mare decît valoarea din tabel atunci ipoteza este respinsă și tragem concluzia că presiunea parțială a oxigenului influențează semnificativ mărimea populației. Acest fapt înseamnă că probabilitatea ca valoarea calculată a lui F să fie mai mare decît valoarea din tabel datorită întîmplării este mai mică decît 0,05. Desigur, dacă valoarea calculată a testului este mai mică decît valoarea din tabel ipoteza este admisă, ceea ce ar însemna că P_{O_2} nu influențează semnificativ mărimea populației.

Procedeul se repetă întocmai pentru verificarea următoarelor ipoteze de nul, cu remarca că pentru extragerea valorii testului F din tabel se folosesc următoarele grade de libertate :

ν_1 = c—1 la numărător

ν_2 = (t—1)(c—1) la numitor și respectiv

ν_1 = (t—1) (c—1) la numărător

ν_2 = t·c (r—1) la numitor

ANEXA 6

CORELAȚIA, REGRESIA SIMPLĂ ȘI REGRESIA MULTIPLĂ

Dacă, prin analiza varianței, putem decide care sînt factorii de mediu biotici sau abiotici care influențează semnificativ direct sau în urma interacțiunii dintre ei, unul sau altul dintre parametrii sistemelor ecologice studiate, se impune în același timp ca pe o cale adecvată să apreciem gradul în care parametrii și factorii de mediu fluctuează împreună, în ce proporție fluctuațiile parametrilor sînt determinate de fiecare din factorii de mediu a căror influență a fost verificată, să cunoaștem forma de dependență a fiecărui parametru de fiecare factor de mediu și să exprimăm această dependență prin relații matematice corespunzătoare.

Aceste probleme pe care le-am formulat sînt rezolvabile prin corelație, regresie simplă și multiplă.

1. Corelația

Dacă luăm în considerare două variabile fără a specifica care este variabila dependentă și independentă, variabile care au o distribuție normală sau normalizată printr-o transformare adecvată, putem considera că fluctuațiile în timp ale uneia din ele sînt determinate de fluctuațiile celeilalte, că fluctuațiile se datorează influențelor reciproce sau pot fi determinate de alte variabile. În acest caz nu ne punem problema de a exprima pe una din ele în funcție de cealaltă ci de a aprecia măsura în care fluctuează împreună.

Pentru fiecare variabilă, pe care le notăm X și Y, avem „n" valori și pe baza lor calculăm :

Suma pătratelor corectate pentru medie (suma pătratelor abaterilor valorilor indicelui de la valoarea medie)

$$\Sigma x^2 = \sum_{i=1}^{n} X_i^2 - \frac{\left(\sum_{i=1}^{n} X_i\right)^2}{n} \qquad (122)$$

$$\Sigma y^2 = \sum_{i=1}^{n} Y^2 - \frac{\left(\sum_{i=1}^{n} Y_i\right)^2}{n} \qquad (123)$$

Suma produsului dintre valorile corectate ale celor două variabile

$$\Sigma xy = \sum_{i=1}^{n} X_i Y_i - \frac{\left(\sum_{i=1}^{n} X_i\right)\left(\sum_{i=1}^{n} Y_i\right)}{n} \qquad (124)$$

Pe baza termenilor de mai sus se calculează coeficientul de determinare r^2 :

$$r^2 = \frac{(\Sigma xy)^2/\Sigma x^2}{\Sigma y^2} = \frac{(\Sigma xy)^2/\Sigma y^2}{\Sigma x^2} \qquad (125)$$

unde Σx^2, Σy^2 şi Σxy sînt termenii obţinuţi în relaţiile 122, 123 şi 124.

Rădăcina pătrată a coeficientului de determinare reprezintă coeficientul de corelaţie dintre cele două variabile.

$$r = \frac{\Sigma xy}{(\Sigma x^2 \Sigma y^2)^{1/2}} \qquad (126)$$

sau înlocuind termenii cu expresiile care-i definesc :

$$r = \frac{n\sum_{i=1}^{n} X_i Y_i - \left(\sum_{i=1}^{n} X_i\right)\left(\sum_{i=1}^{n} Y_i\right)}{\sqrt{[n\Sigma X_i^2 - (\Sigma X_i)^2]\,[n\Sigma Y_i^2 - (\Sigma Y_i)^2]}} \qquad (127)$$

Coeficientul de determinare arată proporţia în care fluctuaţiile celor două variabile se suprapun iar coeficientul de corelaţie permite să apreciem gradul de asociere a lor.

Coeficientul de corelaţie ia valori de la +1 la — 1, asocierea fiind maximă atunci cînd $r = \pm 1$.

Diferite valori ale coeficientului de corelaţie de la 0 la ± 1 caracterizează diferite grade de asociere între cele două variabile, valorile pozitive indicînd existenţa unor fluctuaţii comune desfăşurate în acelaşi sens (valorile celor două variabile cresc sau scad împreună) iar valorile negative, existenţa unor fluctuaţii în sensuri opuse (cînd una din variabile creşte cealaltă scade).

Coeficientul de corelaţie fiind calculat pe baza unui număr restrîns de valori ale celor două variabile normale reprezintă doar o estimare al gradului real de asociere (ρ).

De aceea se impune să ne asigurăm că valoarea calculată a coeficientului de corelaţie se îndepărtează semnificativ de la valoarea 0 (în cazul în care $r = 0$, cele două variabile nu se corelează). Verificarea ipotezei de nul ($H : r = 0$) se realizează aplicînd testul Student (t).

$$t = |r| \sqrt{\frac{n-2}{1-r^2}} \qquad (128)$$

Valoarea calculată se compară pentru semnificaţie cu valoarea corespunzătoare probabilităţii de transgresiune de 0,05 şi numărului gradelor de libertate $\nu = n-2$ (Tabelul 3 — Fisher, Yeates, 1974).

2. Regresie simplă

Dacă avem două variabile, una reprezentînd spre exemplu biomasa realizată de o populaţie oarecare iar cealaltă un factor de mediu, între care

am stabilit existența unei corelații semnificative și dacă putem spune că fluctuațiile factorului de mediu induc fluctuații ale biomasei atunci considerăm că biomasa este dependentă în măsura indicată de coeficientul de determinare (r^2) de factorul de mediu. Definim biomasa ca variabilă dependentă notată totdeauna cu Y și factorul de mediu ca variabilă independentă notată cu X.

Un aspect foarte important al problemei îl reprezintă necesitatea de a stabili forma relației dintre variabila dependentă și variabila independentă.

Pentru aceasta se reprezintă grafic valorile celor două variabile (totdeauna variabila dependentă reprezintă ordonata) și se apreciază dacă relația este liniară sau curbilinie.

În figura 82 sînt prezentate cele mai frecvente forme pe care le ia dependenta dintre variabilele determinate în cercetarea ecologică.

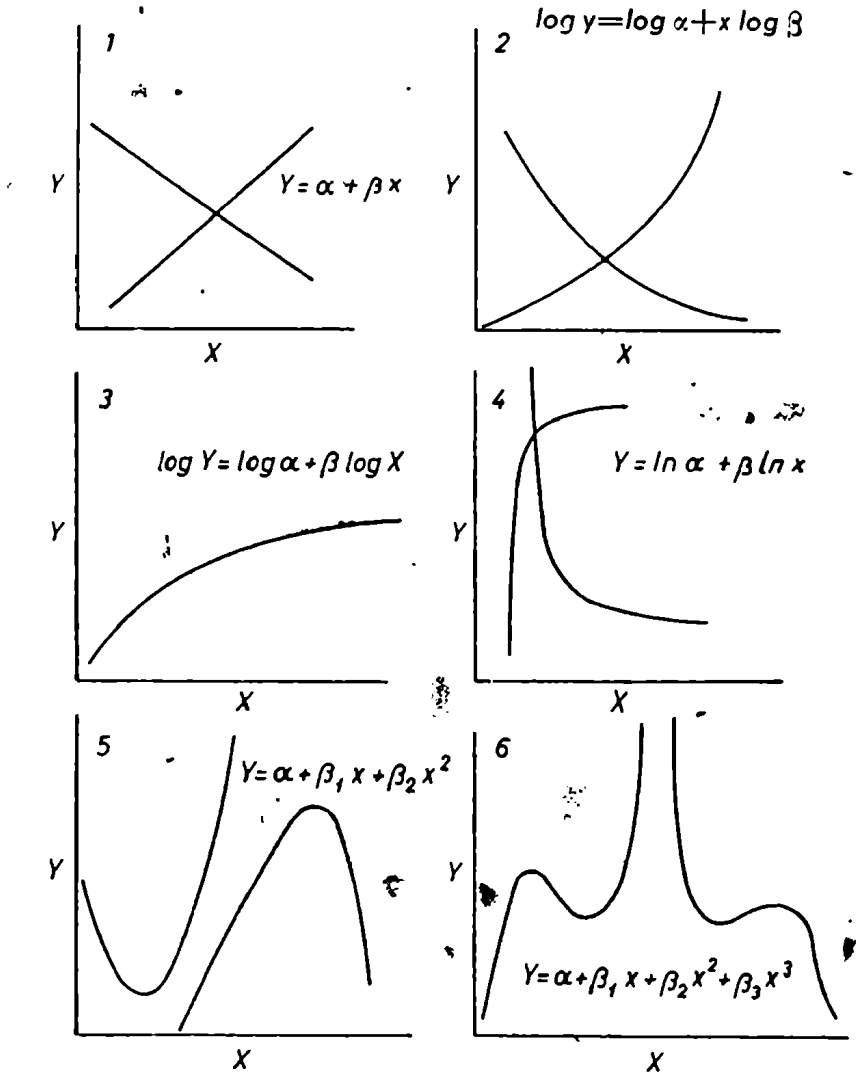


Fig. 82. Tipurile comune de relații între variabile și modelele de regresie corespunzătoare. (După Poole, 1974).

Cunoscînd forma relației dintre cele două variabile se poate stabili relația matematică care o descrie. Principalele forme de dependență a unei variabile de alta, prezentate în fig. 82 sînt completate și cu modelele de regresie corespunzătoare. În general curbele de tipul 2, 3 și 4 sînt cunoscute drept curbe logaritmice și sînt linearizabile prin transformarea logaritmică a variabilei independente (4), a celei dependente (2) sau prin transformarea ambelor (3).

Curbele 5 şi 6 sînt aparte şi sînt descrise de polinomul de gradul doi şi respectiv trei.

Modelele de regresie devin operaţionale numai dacă pe baza valorilor empirice ale celor două variabile se estimează cei doi coeficienţi care le definesc α, β sau $\log_{10}\alpha$, $\log_{10}\beta$.

Coeficientul α sau $\log_{10}\alpha$ reprezintă intersecţia dreptei cu ordonata iar β sau $\log_{10}\beta$ reprezintă coeficientul de regresie sau panta dreptei care descrie relaţia dintre variabila dependentă şi independentă.

Definirea modelelor reprezentate de polinoame de gradul doi, trei sau de ordin superior se realizează după metoda regresiei multiple, X, X^2, X^3 etc. fiind considerate variabile independente. Deci, în anumite cazuri, problema relaţiei dintre două variabile se transformă într-o problemă de regresie multiplă a cărei rezolvare o prezentăm ulterior.

Înainte de a prezenta modul de determinare a coeficienţilor modelului de regresie simplă, facem următoarele precizări care condiţionează valoarea acestuia :

— Valorile variabilei independente sînt stabile şi măsurate fără eroare.

— Valorile medii ale variabilei dependente corespunzătoare la diferite valori ale variabilei independente sînt plasate pe o linie dreaptă.

— Pentru o anumită valoare a variabilei independente, valorile lui Y sînt independente şi au distribuţie normală.

— În lungul liniei de regresie toate probele (mulţimea valorilor lui Y pentru o valoare a lui X, reprezintă o probă) au aceeaşi varianţă, dată de termenii care induc erori. Acest lucru înseamnă că distribuţia punctelor în jurul liniei de regresie se realizează într-un domeniu cu aceeaşi amplitudine pe parcursul acesteia.

Dacă notăm cu a şi b estimatele coeficienţilor care caracterizează poziţia dreptei faţă de origine şi respectiv panta acesteia, relaţiile matematice care permit cuantificarea lor sînt următoarele :

$$b=\frac{\sum_{i=1}^{n} xy}{\sum_{i=1}^{n} x^2}=\frac{n\sum_{i=1}^{n} X_iY_i-\sum_{i=1}^{n} X_i\sum_{i=1}^{n} Y_i}{n\sum_{i=1}^{n} X_i^2-\left(\sum_{i=1}^{n} X_i\right)^2} \qquad (129)$$

unde $\sum_{i=1}^{n} xy$ este termenul definit de relaţia 124 ; $\sum_{i=1}^{n} x^2$ este termenul definit de relaţia (122) ; n este numărul de determinări

iar,

$$a=\bar{Y}-b\bar{X} \qquad (130)$$

unde $\bar{Y}$ şi $\bar{X}$ reprezintă media valorilor variabilei dependente şi a celei independente.

În cazul modelelor de regresie lineară, obţinute prin transformarea logaritmică a uneia sau a ambelor variabile, coeficienţii se calculează după aceleaşi relaţii matematice înlocuindu-se unde este cazul valorile variabilelor cu transformatele lor.

Pentru a aprecia gradul în care modelul de regresie astfel stabilit explică varianţa variabilei dependente şi a semnificaţiei coeficientului de regresie (b) se foloseşte analiza varianţei (Tabelul 25).

TABEL 25

Analiza varianței aplicată la regresia simplă

Componenta	v	Suma pătratelor	Varianța	F
valorile variabilei	n	$S_1=\Sigma Y_1^2$		
$\bar{Y}$ (media)	1	$S_2=(\Sigma Y_i)^2/_n$		
regresia	1	$S_3=b\Sigma xy$	$\sigma_3^2=S_3$	
eroarea, varianța reziduală	n—2	$S_4=\Sigma Y_1^2-[(\Sigma Y_1)^2/_n+b\Sigma xy]$	$\sigma_4^2=\frac{S_4}{n-2}$	σ_3^2/σ_4^2

În acest sens suma pătratelor valorilor variabilei dependente $\sum_{i=1}^{n} Y_i^2$ este descompusă în componentele sale ; suma pătratelor determinate de valoarea medie $\left|\left(\sum_{i=1}^{n} Y_1\right)^2/_n\right|$, de regresie $\left(b\sum_{i=1}^{n} xy\right)$ și suma pătratelor determinate de eroare (reziduală).

Proporția în care varianța variabilei dependente este justificată de fluctuațiile variabilei independente se apreciază făcînd raportul dintre suma pătratelor determinate de regresie (S_3) și suma pătratelor corectate (S_1—S_2), care reprezintă de fapt coeficientul de determinare (r^2).

Semnificația coeficientului de regresie simplă ($H : b=0$) se determină folosind testul F, care se calculează făcînd raportul dintre varianța explicată de regresie și varianța reziduală.

Dacă valoarea calculată a lui F este mai mare decît valoarea corespunzătoare din tabel pentru $\nu_1=1$ la numărător și $\nu_2=n-2$ la numitor atunci ipoteza de nul este respinsă și coeficientul de regresie se îndepărtează semnificativ de 0.

3. Regresia multiplă

Ținînd cont de complexitatea sistemelor ecologice, de multiplele interacțiuni dintre ele, ne dăm seama că pentru majoritatea parametrilor structurali și funcționali care le caracterizează, fluctuațiile nu reprezintă răspunsuri față de presiunea exercitată de un singur factor de mediu, ci de cele mai multe ori sînt răspunsuri elaborate față de presiunea exercitată de un complex de factori. În mod firesc putem să ne imaginăm o diferențiere între factori, în ceea ce privește amploarea efectelor și desigur nu trebuie să pierdem din vedere presiunea exercitată prin interacțiunea dintre factori.

De asemenea, nu trebuie să neglijăm faptul că pentru anumite porțiuni din domeniile de fluctuație, anumiți factori de mediu să influențeze într-o măsură mai mare parametrii sistemului iar pentru alte porțiuni rolurile să se modifice.

Sîntem în fața unei probleme a cărei rezolvare presupune de cele mai multe ori stabilirea unui model matematic care să descrie fluctuațiile variabilei dependente (un parametru structural sau funcțional) în funcție

de fluctuațiile cîtorva factori de mediu ca variablle independente. Un asemenea model presupune existența sau obținerea prin transformări adecvate a unor relații liniare și aditive între variabila dependentă și variabilele independente. De asemenea, aplicarea modelului de regresie multiplă pentru realizarea problemei formulate implică condiția ca variabila dependentă să urmeze distribuția normală iar variabilele independente să fie măsurate cu precizie.

Aplicarea metodei presupune parcurgerea următoarelor etape :

— Identificarea prin analiza varianței a variabilelor (factori de mediu) care influențează semnificativ variabila dependentă precum și interacțiunea dintre variabile. În cazul în care depistăm existența unei interacțiuni între două variabile independente, aceasta va fi introdusă în model ca o nouă variabilă independentă.

— Se testează dacă forma relației dintre variabila dependentă și fiecare variabilă independentă este liniară sau curbilinie. Cînd sînt depistate relații curbilinii se aplică transformările necesare (după cum s-a văzut la regresie simplă transformarea obișnuită este logaritmarea) pentru satisfacerea condiției de linearitate și aditivitate. Se obține un model care are următoarea formă generală :

$$Y_i = \alpha + \beta_1 X_{1i} + \beta_2 X_{2i} + \ldots + \beta_n X_{ni} + \varepsilon_i \qquad (131)$$

unde $X_1, X_2 \ldots, X_n$ sînt variabile independente

$\beta_1, \beta_2 \ldots, \beta_n$ — coeficienți de regresie parțială

ε_i — efectele probabile ale altor factori necunoscuți.

Subliniem faptul că ordinea introducerii variabilelor independente în model nu este arbitrară (nu este lipsit de importanță dacă, fără a lua în considerare un criteriu anume, desemnăm ca prima variabilă temperatura, PO_2 sau cantitatea de hrană) ci trebuie să reflecte aportul fiecăreia la explicarea fluctuațiilor variabilei dependente.

Procedeul aplicabil se caracterizează prin următoarea succesiune de etape :

a. Se calculează coeficienții de determinare pentru variabila dependentă și fiecare variabilă independentă în parte.

Variabila independentă care va explica în cea mai mare proporție fluctuațiile variabilei dependente va fi introdusă ca primă variabilă în model (X_1).

b. Se corectează valorile variabilei dependente înlăturîndu-se efectele primei variabile introdusă în model. Se calculează din nou coeficienții de determinare (r^2) pentru fiecare variabilă independentă corectată prin înlăturarea efectelor lui X_1.

Variabila independentă care va explica în măsura cea mai mare varianța reziduală a variabilei dependente va fi desemnată ca X_2.

c. Se repetă pînă cînd varianța reziduală va reprezenta mai puțin de 20% din varianța totală.

Pentru definirea modelului trebuie ca, pe baza datelor empirice de care dispunem, să estimăm valorile coeficienților de regresie parțială și a coeficientului α, prin valorile calculate și notate a, b_1, b_2, . . ., b_n.

Subliniem că o altă condiție importantă pentru alcătuirea modelului de regresie este ca numărul variabilelor independente să fie mic în comparație cu numărul de determinări (n) de care dispunem pentru variabila dependentă.

Pentru a parcurge etapele procesului de estimare a coeficienților de regresie parțială și de verificare a semnificației lor rămînem asupra unui model ipotetic alcătuit din 3 variabile independente.

$$Y_i = \alpha + \beta_1 X_{1i} + \beta_2 X_{2i} + \beta_3 X_{3i} \tag{132}$$

Poole (1974) diferențiază următoarele etape ale procesului de estimare și verificare a semnificației coeficienților care definesc modelul.

I. Alcătuirea unei matrice pătrate (în cazul nostru 4 șiruri X 4 coloane) ale cărei elemente sînt sumele pătratelor corectate ale fiecărei variabile și sumele produselor dintre valorile corectate ale variabilei dependente și valorile corectate ale fiecărei variabile independente.

$$S = \begin{bmatrix} \Sigma y^2 & \Sigma y x_1 & \Sigma y x_2 & \Sigma y x_3 \\ \Sigma x_1 y & \Sigma x_1^2 & \Sigma x_1 x_2 & \Sigma x_1 x_3 \\ \Sigma x_2 y & \Sigma x_2 x_1 & \Sigma x_2^2 & \Sigma x_2 x_3 \\ \Sigma x_3 y & \Sigma x_3 x_1 & \Sigma x_3 x_2 & \Sigma x_3^2 \end{bmatrix} \tag{133}$$

Relațiile 122, 123 și 124 explică cum se calculează elementele matricei *A*.

II. Se împarte matricea S, ceea ce înseamnă să se împartă fiecare element al său cu n—1 grade de libertate și se obține matricea varianțelor și covarianțelor.

$$A = \left[\begin{array}{c|ccc} \text{var. } Y & \text{cov. } (YX_1) & \text{cov. } (YX_2) & \text{cov. } (YX_3) \\ \hline \text{cov. } (X_1Y) & \text{var. } X_1 & \text{cov. } (X_1X_2) & \text{cov. } (X_1X_3) \\ \text{cov. } (X_2Y) & \text{cov. } (X_2X_1) & \text{var. } X_2 & \text{cov. } (X_2X_3) \\ \text{cov. } (X_3Y) & \text{cov. } (X_3X_1) & \text{cov. } (X_3X_2) & \text{var. } X_3 \end{array}\right] \tag{134}$$

unde $A = \frac{S}{n-1}$.

III. Se compartimentează matricea A ca mai sus, astfel încît se poate scrie :

$$A = \begin{bmatrix} A_1^2 & A_{12}^1 \\ A_{12} & A_{22} \end{bmatrix} \tag{135}$$

unde : A_1^2 reprezintă varianța variabilei dependente, A_{12} și A_{12}^1 reprezintă vectori care au ca elemente covarianțele dintre variabila dependentă și variabilele independente și A_{22} reprezintă matricea ale cărei elemente sînt covarianțele și varianțele variabilelor independente.

IV. Se calculează vectorul ale cărui elemente sînt coeficienții de regresie parțială pe care i-am notat b_1, b_2, b_3 (sînt estimatele coeficienților β_1, β_2 și β_3).

$$B = A_{22}^{-1} \cdot A_{12} \tag{136}$$

unde $A_{22}^{-1} = \frac{\text{Adj } A_{22}}{|A_{22}|}$ inversa matricei A_{22} (137)

iar :

$$\text{Adj } A_{22} = \{(-1)^{i+j} | \varnothing_{ij}'\}^1 \tag{138}$$

matrice ale cărei elemente sînt reprezentate de cofactorii elementelor matricei originale și la care se schimbă rîndurile cu coloanele și invers.

A' — ar reprezenta matricea A transpusă (se schimbă rîndurile şi coloanele între ele).

Covarianţa, ca şi coeficientul de corelaţie, este o măsură a egalităţii fluctuaţiilor a două variabile.

$|A_{22}|$ — Determinantul matricei A_{22}, care este un scalar (număr).

V. Se calculează estimata (a) coeficientului α după relaţia :

$$\bar{a} = Y - \bar{b}_1 X_1 - \bar{b}_2 X_2 - \bar{b}_3 X_3 \qquad (139)$$

Proporţia în care suma pătratelor valorilor corectate faţă de medie, ale variabilei dependente (Σy^2) este explicată de variabilele introduse în modelul de regresie multiplă este dată de pătratul coeficientului de corelaţie multiplă ($R^2_{1,2,3,4\ldots q}$; unde q reprezintă numărul de variabile independente la care se adaugă variabila dependentă).

Folosind componentele matricei A, pătratul coeficientului de corelaţie multiplă se calculează astfel :

$$R^2_{1.2,3,4\ldots q} = \frac{A^1_{12} \Lambda^{-1}_{22} \Lambda_{12}}{\Lambda^2_1} \qquad (140)$$

Semnificaţia valorii lui $R^2_{1.2,3,4\ldots q}$ este apreciată calculînd testul F :

$$F = \left(\frac{n-q}{q-1}\right) \left(\frac{R^2}{1-R^2}\right) \qquad (141)$$

Se verifică două ipoteze de nul echivalente $H_{01} : \sigma_{12} = 0$ şi $H_{02} : \beta = 0$; σ_{12} şi β reprezentînd vectorii reali estimaţi de A_{12} şi B.

Dacă valoarea calculată a testului F va fi mai mare decît valoarea corespunzătoare pentru $\nu = q-1$ grade de libertate la numărător şi n—q grade de libertate la numitor (tabel 4.8.1. Snedecor) atunci ipotezele de nul sînt respinse şi spunem că variabilele independente din model explică o parte semnificativă din varianţa variabilei dependente.

METODA JOLLY

Metoda se bazează pe principiul recapturărilor multiple şi ia în considerare fluctuaţiile probabile ale parametrilor unei populaţii. În acest sens se extrag succesiv cîteva probe şi pentru fiecare probă se determină numărul de indivizi marcaţi şi nemarcaţi, după care toţi indivizii din probă sînt marcaţi şi eliberaţi în populaţie. Jolly recomandă ca toţi indivizii capturaţi la un moment dat (t_i) să fie eliberaţi în populaţie deşi acest lucru nu este absolut necesar.

Prin aplicarea metodei se obţin următoarele categorii de informaţie pe baza cărora se vor calcula pentru fiecare moment t_i mărimea populaţiei (N_i), rata intrărilor de indivizi prin natalitate şi imigraţie (B_i) şi rata ieşirilor de indivizi prin mortalitate şi emigrare sau probabilitatea de menţinere în populaţie ($\varnothing_i$) :

l = numărul de probe

n_i = numărul de indivizi în proba „i"

m_i = numărul de indivizi marcaţi existenţi în proba „i"

S_i = numărul de indivizi din proba „i" marcaţi şi eliberaţi în populaţie (după cum s-a mai arătat nu toţi indivizii (n_i) este necesar să fie eliberaţi)

n_{ij} = numărul de indivizi din proba „i" capturaţi ultima dată în proba j ($1 \leqslant j \leqslant i-1$)

n_{io} = numărul de indivizi nemarcaţi existenţi în proba „i"

$\alpha_i = m_i/n_i$

$Z_i = \sum_{k=1}^{l} a_{k,i-1}$ — numărul de indivizi marcaţi înainte de momentul „t_i", care n-au fost capturaţi în proba „i" dar care sînt capturaţi ulterior.

$a_{ij} = \sum_{k=1}^{l} n_{ik}$ — numărul de indivizi în proba „i" care au fost capturaţi ultima oară în proba „j" sau anterior.

$R_i = \sum_{k=i+1}^{l} n_{ki}$ — numărul de indivizi marcaţi şi eliberaţi (S_i) în populaţie la momentul „t_i", care sînt capturaţi ulterior.

M_i — numărul de indivizi marcaţi existenţi în populaţie la momentul „t_i"

$\varnothing_i$ — probabilitatea ca un individ marcat și eliberat la momentul „t_i" să se mențină în populație pînă la momentul prelevării următoarei probe (t_{i+1})

B_i — numărul de indivizi intrați în populație în intervalul de prelevare a două probe succesive (i și i+1) și existenți în populație la momentul „t_{i+1}". B_0 este echivalent cu N_1.

N_i — mărimea populației la momentul „t_i"

$N_{i(j)}$ — numărul probabil de indivizi din componența populației la momentul „t_i" care au intrat în intervalul de la t_j la t_{j+1} și care sînt de fapt elementele componente ale termenului B_j ($1 \leqslant j \leqslant i-1$); prin definiție $N_{i,(i-1)}=B_{i-1}$

După cum se observă se ia în considerare că parametrii estimați N_i, $\varnothing_i$ și B_i se modifică în timp și că fluctuațiile parametrilor N_i și $\varnothing_i$ sînt probabilistice în sensul că ele nu sînt determinate decît parțial de erorile de estimare.

Estimările parametrilor menționați se fac aplicînd următoarele expresii :

$$\hat{N}_i=\frac{M_i}{\alpha_i} \quad (i=1, 2, 3, \ldots, l-1) \tag{142}$$

unde

$$M_i=\frac{S_i Z_i}{R_i}+m_i \quad (i=1, 2, 3, \ldots, l-1) \tag{143}$$

și

$$\alpha_i=\frac{m_i}{n_i} \quad (i=2, 3, \ldots, l) \tag{144}$$

$$\hat{\varnothing}_i=\frac{M_{i+1}}{M_i-m_i+S_i} \quad (i=2, 3, \ldots, l-2) \tag{145}$$

$$\hat{B}_i=\hat{N}_{i+1}-\hat{\varnothing}_i(\hat{N}_i-n_i+S_i) \quad (i=2, 3, \ldots, l-2) \tag{146}$$

$\hat{N}_i$, $\hat{\varnothing}_i$, $\hat{B}_i$ sînt estimatele parametrilor N_i, $\varnothing_i$, B_i

Varianțele acestor estimate se calculează după relațiile :

$$\operatorname{var}(\hat{N}_i)=\hat{N}_i(N_i-n_i)\left[\left(\frac{M_i-m_i+S_i}{M_i}\right)\left(\frac{1}{R_i}-\frac{1}{S_i}\right)+\frac{1-\alpha_i}{m_i}\right]+\hat{N}_i-\sum_{j=0}^{i-1}\frac{N_{i(j)}^2}{B_j} \tag{147}$$

$$\operatorname{var}(\hat{\varnothing}_i)=\hat{\varnothing}_i^2\left[\left(\frac{(M_{i+1}-m_{i+1})(M_{i+1}-m_{i+1}+S_{i+1})}{M_{i+1}^2}\right)\left(\frac{1}{R_{i+1}}-\frac{1}{S_{i+1}}\right)+\right.$$

$$\left.+\left(\frac{M_i-m_i}{M_i-m_i+S_i}\right)\left(\frac{1}{R_i}-\frac{1}{S_i}\right)\right]+\frac{1-\hat{\varnothing}_i}{M_{i+1}} \tag{148}$$

$$\operatorname{var}(\hat{B}_i)=\left[\frac{\hat{B}_i^2(M_{i+1}-m_{i+1})(M_{i+1}-m_{i+1}+S_{i+1})}{M_{i+1}^2}\right]\left[\frac{1}{R_{i+1}}-\frac{1}{S_{i+1}}\right]+$$

$$+\left[\frac{M_i-m_i}{M_i-m_i+S_i}\right]\left[\frac{\hat{\varnothing}_i S_i(1-\alpha_i)}{i}\right]^2\left[\frac{1}{R_i}-\frac{1}{S_i}\right]+$$

$$+\frac{(\widehat{N}_i-n_i)\,(\widehat{N}_{i+1}-\widehat{B}_i)\,(1-\alpha_i)\,(1-\widehat{\varnothing}_i)}{M_i-m_i+S_i}+$$

$$+[\widehat{N}_{i+1}\,(\widehat{N}_{i+1}-n_{i+1})]\left[\frac{1-\alpha_i+1}{m_{i+1}}\right]+\widehat{\varnothing}_i^2\widehat{N}_i\,(\widehat{N}_i-n_i)\left[\frac{1-\alpha_i}{m_i}\right]. \qquad (149)$$

Singura problemă de calcul dificilă pe care o ridică aplicarea relaţiilor de mai sus este legată de termenul $N_{i(j)}$ din relaţia (147).

Pentru două probe succesive

$$N_{i\,(j=i-1)}=\widehat{B}_j \qquad (150)$$

dar pentru două probe îndepărtate termenul se calculează după relaţia :

$$N_{k+1\,(j)}=\frac{\widehat{N}_{k+1}-\widehat{B}_k}{\widehat{N}_k}N_{k\,(j)} \quad k>j \qquad (151)$$

unde k reprezintă valorile lui „i" îndepărtate cu mai mult de un interval de „j".

Ecuaţia (151) este o relaţie de recurenţă şi se aplică într-un caz concret astfel :

$$N_{5\,(3)}=\frac{\widehat{N}_5-\widehat{B}_4}{\widehat{N}_5}N_{4\,(3)}$$

iar

$$N_{4\,(3)}=\widehat{B}_3$$

Continuînd, termenul $N_{6(3)}$ se obţine folosind pe $N_{5(3)}$ ca termen $N_{k(j)}$ în relaţia (151).

După cum s-a arătat anterior, varianţele estimatelor $\widehat{N}_i$ şi $\widehat{\varnothing}_i$ sînt determinate de fluctuaţii întîmplătoare dar şi de erorile de estimare. Varianţa mărimii populaţiei determinată de erorile de estimare se calculează aplicînd relaţia următoare :

$$\text{var.}\,(\widehat{N}_i/N_i)=\widehat{N}_i\,(\widehat{N}_i-n_i)\left[\left(\frac{M_i-m_i+S_i}{M_i}\right)\left(\frac{1}{R_i}-\frac{1}{S_i}\right)+\frac{1-\alpha_i}{m_i}\right] \qquad (152)$$

Varianţa datorată erorilor de estimare a parametrului $\widehat{\varnothing}_i$ se calculează după :

$$\text{var.}\,(\widehat{\varnothing}_i/\varnothing_i)=\text{var.}\,(\widehat{\varnothing}_i)-\left[\frac{\widehat{\varnothing}_i^2(1-\widehat{\varnothing}_i)}{M_{i+1}}\right] \qquad (153)$$

Erorile standard ale estimatelor sînt date de rădăcina pătrată a valorilor obţinute din relaţiile 152 şi 153.

Făcînd diferenţa dintre valorile varianţelor calculate după relaţiile 147, 148 şi valorile calculate după relaţiile 152, 153 se obţine varianţa datorată fluctuaţiilor întîmplătoare ale parametrilor N_i şi $\varnothing_i$, fluctuaţii determinate de modificarea presiunii mediului.

Modul de aplicare a metodei îl explicăm folosind rezultatele publicate de Jolly (1965), cu privire la populaţia de femele adulte de *Blepharidopterus angulatus* dintr-o livadă de meri. Probele au fost prelevate la 13 mo-

mente succesive, intervalul dintre ele fiind de 3—4 zile. Valorile termenilor n_i, S_i, n_{ij} obținute din analiza probelor sînt prezentate în tabelul 26.

Valorile termenului n_{ij} sînt citite la intersecția coloanelor cu rîndurile. De exemplu, numărul de indivizi din proba nouă capturați ultima dată în proba șase este 5 sau numărul de indivizi din proba 5 capturați ultima dată în proba 2 este 4. Sumarea valorilor pe coloane permit obținerea termenului R_i.

TABEL 26

Aplicarea metodei recapturărilor multiple unei populații de Blepharidopterus angulatus. Sînt prezentate valorile n_i, S_i și n_{ij} (După Jolly, 1965)

n_i	S_i	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
54	54													
146	143	10												
169	164	3	34											
209	202	5	18	33										
220	214	2	8	13	30									
209	207	2	4	8	20	43								
250	243	1	6	5	10	34	56							
176	175	0	4	0	3	14	19	46						
172	169	0	2	4	2	11	12	28	51					
127	126	0	0	1	2	3	5	17	22	34				
123	120	1	2	3	1	0	4	8	12	16	30			
120	120	0	1	3	1	1	2	7	4	11	16	26		
142		0	1	0	2	3	3	2	10	9	12	18	35	
R_i			80	70	71	109	101	108	99	70	58	44	35	

Valorile termenului a_{ij} se obțin prin sumarea succesivă a valorilor ce aparțin coloanelor din tabelul 26 și sînt prezentate în tabelul 27. Astfel coloana 4 din tabelul 27 se obține prin sumarea pe orizontală a termenilor incluși în primele 4 coloane din tabelul 26.

2	8	13	30	53
2	4	8	20	34
1	6	5	10	22
0	4	0	3	7
0+	2+	4+	2=	8
0	0	1	2	3
1	2	3	1	7
0	1	3	1	5
0	1	0	2	3

Prin sumarea valorilor fiecărei coloane a tabelului 27, cu excepția primei valori, se obțin valorile termenului Z_{i+1}. Valorile incluse în dreptunghiul din coloana 5 a tabelului 27 reprezintă $Z_6=121$.

Valorile termenului a_{ij} în cazul populației B. angulatus (După Jolly, 1965)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
10											
3	37										
5	23	56									
2	10	23	53								
2	6	14	34	77							
1	7	12	22	56	112						
0	4	4	7	21	40	86					
0	2	6	8	19	31	59	110				
0	0	1	3	6	11	28	50	84			
1	3	6	7	7	11	19	31	47	77		
0	1	4	5	6	8	15	19	30	46	72	
0	1	1	3	6	9	11	21	30	42	60	95
$Z_{i+1}=$											
14	57	71	89	121	110	132	121	107	88	60	

Prima valoare din partea superioară a fiecărei coloane a tabelului 27 reprezintă valoarea lui m_i.

În această fază sînt disponibile datele necesare estimării parametrilor. Astfel :

$$m_6 = 77$$

$$S_6 = 207$$

$$Z_6 = 121$$

$$R_6 = 101$$

$$n_6 = 209$$

$$\text{atunci } M_6 = \frac{(207)(121)}{101} + 77 = 325$$

$$\alpha_6 = \frac{77}{209} = 0{,}368$$

$$\hat{N}_6 = \frac{325}{0{,}368} = 883$$

⋮

ș.a.m.d.

ANEXA 8

DETERMINAREA VALORII CORECTE A RATEI INTRINSECI DE CREŞTERE (r_m)

Pe baza datelor incluse în tabelul de viaţă care are în componenţa sa compartimentele ce caracterizează supravieţuirea şi respectiv natalitatea, se calculează valoarea ratei intrinseci de creştere (32) care estimează valoarea reală ce s-ar realiza în aceleaşi condiţii de mediu dar cînd populaţia ar atinge distribuţia stabilă pe clase de vîrstă (Andrewartha şi Birch, 1954).

Rata intrinsecă de creştere caracterizează performanţele populaţiei, fiind dependentă direct numai de condiţiile ecologice specifice perioadei pentru care s-a alcătuit tabelul de viaţă, nu şi de condiţiile perioadelor anterioare care se reflectă în structura pe vîrste.

Într-o populaţie care are distribuţia pe clase de vîrstă stabilă, efectivul fiecărei clase creşte cu aceeaşi rată exponenţială (e^{r^m}).

Luînd în considerare aceste elemente se poate deduce (Ricklefs, 1974) expresia (33) care permite calcularea valorii reale a ratei intrinseci de creştere (r_m), astfel :

— Dacă exprimăm numărul de indivizi introduşi în populaţie (n_0) la momentul t, ca sumă a indivizilor introduşi de fiecare clasă de vîrstă, atunci :

$$n_0(t) = \Sigma n_x(t) m_x \Delta x \qquad (154)$$

— Avem în vedere că numărul de indivizi de vîrstă x care supravieţuiesc la momentul t, ($n_{x(t)}$) este egal cu numărul de indivizi introduşi prin naştere, x intervale anterioare (zile, luni, ani) înmulţiţi cu rata de supravieţuire l_x

$$n_{x(t)} = n_0(t—x)\ l_x \qquad (155)$$

— Înlocuind termenul $n_x(t)$ din relaţia (154) cu ecuaţia (155) obţinem :

$$n_0(t) = \Sigma n_0(t—x)\ l_x m_x \Delta_x \qquad (156)$$

— Dar, efectivul fiecărei clase de vîrstă a crescut cu factorul e^{rm} la fiecare interval Δx de timp şi atunci deducem că numărul de indivizi intro-

duşi prin reproducere în populaţie, x intervale anterior este egal cu numărul actual de indivizi introduşi în populaţie multiplicat cu termenul e^{-r_m}

$$n_0(t-x)=n_0(t)\, e^{-r_m x} \tag{157}$$

Substituind în ecuaţia (156) termenul exprimat de relaţia (157), se obţine :

$$n_0(t)=\sum n_0(t-x)\, e^{-r_m x}\, l_x m_x \Delta_x \tag{158}$$

Se împarte relaţia (158) prin $n_0(t)$ şi se obţine relaţia (33) care ne interesează.

Aplicînd această relaţie la datele incluse într-un tabel de viaţă, se poate calcula valoarea reală a ratei intrinseci de creştere a populaţiei.

Rezolvarea ecuaţiei se poate realiza pe două căi :

1. Începînd cu valoarea calculată după relaţia 32, se dau succesiv valori apropiate ratei de creştere pînă cînd suma din ecuaţia (33) este egală cu 1.

2. Folosind metoda grafică (Fig. 83) pe care o prezentăm mai jos, pentru a facilita utilizarea tabelelor matematice care conţin puterile lui e, în

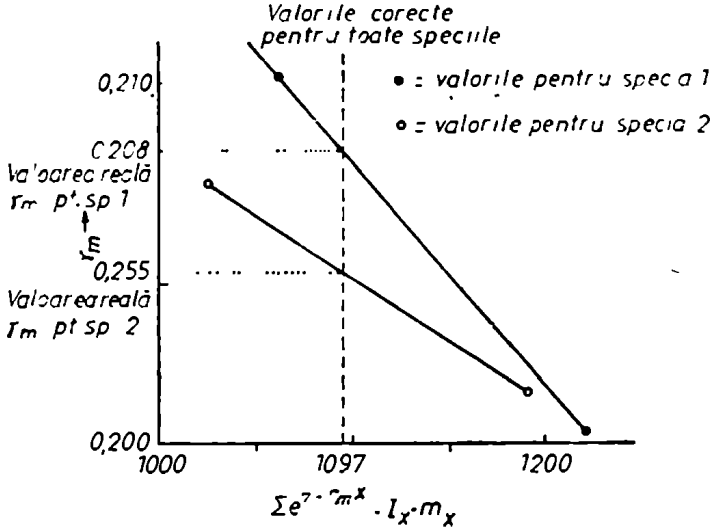


Fig. 83. Calcularea valorii reale a ratei intrinseci de creştere (r_m) după metoda grafică.

rezolvarea ecuaţiei (33), Birch (1948) şi Watson (1964) au aplicat un artificiu de calcul care constă în a înmulţi termenii ecuaţiei (33) cu e^7 (fig. 83),

$$e^7 \sum e^{-r_m x}\, l_x m_x = e^7 \tag{159}$$

$$\text{sau} \quad \sum e^{7-r_m x}\, l_x m_x = 1\,096{,}6$$

Care sînt etapele rezolvării problemei prin metoda grafică ?

a. Se aleg arbitrar două valori apropiate, de o parte şi de alta a valorii estimate folosind relaţia (32).

b. Pentru fiecare valoare aleasă, folosindu-se datele incluse în coloanele x şi $l_x m_x$ ale tabelului de viaţă mixt (include ambele compartimente care caracterizează natalitatea şi mortalitatea) se calculează succesiv :

$$r_m x\,;\; 7-r_m x\,;\; e^{7-r_m x} \text{ şi } e^{7-r_m x}\, l_x m_x$$

Valorile ultimului termen calculat ($e^{7-r_m x} l_x m_x$) se sumează şi se obţin astfel coordonatele a două puncte care definesc o dreaptă.

După cum se observă în fig. 83, s-au dat valori ratei intrinseci de creştere în domeniul 0,2—0,21 în cazul a două specii pentru care erau alcătuite tabelele de viaţă şi s-au calculat sumele din ecuaţia (159) corespunzătoare fiecărei valori a lui r_m.

Cunoscîndu-se că pentru valoarea reală a lui r_m, suma din ecuaţia (159) este egală cu 1 096,6, se ridică din acest punct, o perpendiculară pe abscisă care intersectează dreptele definite în cazul celor două specii. Din punctele de intersecţie se duc perpendiculare pe ordonată şi se stabilesc valorile reale ale ratei intrinseci de creştere.

ANEXA 9

DETERMINAREA ENERGIEI CONSUMATE DE CĂTRE O POPULAȚIE NATURALĂ

Este o gamă relativ largă de metode diferențiate pînă în prezent în vederea determinării energiei consumate (C) de către populațiile naturale aparținînd la diferite grupe de vertebrate și nevertebrate. Din punctul de vedere al principiilor care stau la baza acestor metode putem diferenția două categorii principale :

I. Metode directe

II. Metode indirecte

9.1. Dintre metodele directe de apreciere a ratei de ingerare a hranei (rata consumului de energie) cele mai frecvent folosite sînt : a) metodele gravimetrice care implică determinarea cantității de hrană ingerată în unitatea de timp prin cîntărire directă sau prin reducerea concentrației de hrană în mediu și corelarea acesteia cu cantitatea de hrană consumată ; b) metode de marcare a hranei prin izotopi radioactivi (în special C^{14}, P^{32}, Ca^{45}) sau folosind marcheri neasimilabili, care se găsesc în hrană (Mg, Si) sau adăugați (pudră de platină).

Cunoscînd echivalentul caloric al unui gram de hrană și cantitatea de hrană consumată în unitatea de timp (de regulă 24 h) se calculează cantitatea de energie preluată de populație din mediu.

Desigur, este foarte important să cunoaștem dacă procesul de hrănire este continuu (filtratori), periodic și aperiodic și cu întreruperi pentru anumite intervale de timp atît ale procesului de ingerare cît și ale procesului de defecație. În ultimele două cazuri trebuie să se determine timpul de retenție (t_d) al hranei în tubul digestiv și în funcție de aceasta să se stabilească durata experimentelor.

O prezentare de detaliu a diferitelor metode gravimetrice și a metodelor care se bazează pe marcare este prezentată în manualul I.B.P. nr. 24 (Grodzinski, Klekowski și Duncan, 1975).

În acest capitol prezentăm una dintre metodele directe folosite pentru determinarea ratei de ingerare a hranei de către populațiile filtratoare din componența zooplanctonului.

9.1.1. *Determinarea ratei de ingerare a hranei* după reducerea concentrației de hrană în mediu.

Metoda este aplicabilă pentru determinarea ratei de ingerare a hranei la speciile de organisme acvatice cu tip de nutriție filtrator. Principiul metodei îl reprezintă determinarea reducerii concentrației de hrană în sus-

pensie (alge monocelulare cu $\varnothing < 30$ μ) în vasele de experiență care conțin un anumit număr de indivizi ce aparțin unei clase de dimensiuni, comparativ cu concentrația de hrană din vasele martor (fără animale). Subliniem că spectrul trofic al zooplanctonului filtrator include nu numai alge ci și bacterii sau particole organice cu domensiuni <30 μ. Rata de ingerare a hranei determinată experimental folosind numai algele verzi ca sursă de hrană este valabilă pentru condițiile naturale.

Intervalul de experiență variază de la o specie la alta în funcție de ciclul de nutriție (timpul de retenție al hranei în tubul digestiv) luînd valori de la 30′—60′, în cazul cladocerelor și copepodelor filtratoare (Hilbricht—Ilkovska, 1977), pînă la 2—4 h în cazul moluștelor lamelibranchiate aparținînd genurilor Dreissena, Unio, Anodonta, Monodacna etc.

Volumul apei în vasele de experiență variază în limite foarte largi în funcție de specie și de structura pe dimensiuni luînd valori cuprinse între 20—30 ml în cazul cladocerelor și copepodelor și 100—2 000 ml în cazul moluștelor. Desigur, trebuie să se ia în considerare faptul că rata de filtrare (volumul de apă filtrat în unitatea de timp) respectiv rata de ingerare a hranei este dependentă nu numai de dimensiunea indivizilor (W) și temperatura ei și de cantitatea (mg. s. uscată/l) și de calitatea (dimensiunea particolelor) hranei precum și de densitatea organismelor filtratoare, modulîndu-se în timp în cadrul experimentelor acești parametri în domeniile în care în mod obișnuit iau valori în ecosistemele naturale.

9.1.1.1. Aplicarea metodei pentru determinarea ratei de ingerare a hranei la *Daphnia magna*.

Mod de lucru :

a. Se asigură în laborator o cultură de alge verzi cu concentrația de ~10 mg s.uscată/l (pentru mediul de cultură și condiții de iluminare — vezi manualul de lucrări practice de Fiziologie a plantelor — Boldor și colab., 1979) reprezentînd speciile *Chlorella* și *Scenedesmus* ale căror dimensiuni intră în spectrul de selectivitate al speciei *D. magna* ($\varnothing < 30$ μ).

b. Se întreține într-un acvariu o cultură de *Daphnia magna* folosind ca sursă de hrană algele menționate.

c. Se izolează din cultura originală de Daphnia grupări de indivizi aparținînd la diferite clase de dimensiuni și se introduc în bazine în care concentrația de hrană, temperatura și densitatea animalelor sînt menținute în jurul unor valori alese din cadrul domeniilor de fluctuație ale acestor parametri, în vederea acomodării animalelor la condițiile de experimentare.

Perioada de acomodare considerăm că trebuie să fie cuprinsă între 18 h și 36 h.

d. Se scot indivizii de aceleași dimensiuni acomodați la condițiile de experimentare (filtrînd printr-un fileu planctonic cu dimensiuni mici) și se trec în vase în care se găsește apă filtrată pe filtre de membrană Millipore sau Synpor ($\varnothing = 0{,}45$ μ), pentru un interval de 1—2 h în vederea golirii tubului digestiv.

e. Se introduc grupe de cîte 10—20 indivizi de aceleași dimensiuni acomodați ca mai sus la condițiile de experiență, în vase Erlenmayer de 50 ml capacitate în care se află un volum de apă de 20—30 ml și concentrația de hrană dorită.

Vasele sînt acoperite cu folie de staniol și menținute la temperatura dorită 30′—60′. Două vase de control cu aceeași concentrație inițială de alge sînt pregătite și menținute în aceleași condiții. Intervalul de expe-

rientă este stabilit între 30 și 60 minute datorită faptului că la această specie (ca dealtfel la toate speciile filtratoare din componența zooplanctonului) după aproximativ 40—60 de minute din momentul ingerării hranei sînt eliminate resturile nedigerate (într-o proporție însemnată celule intacte) care ar putea influența rezultatele (Hilbricht—Ilkowska, 1977).

f. Concentrațiile inițiale și finale ale hranei din vasele de experiență se apreciază pe baza absorbției la 670 nm determinată la un spectrofotometru dotat cu dispozitiv pentru cuve cu drum de parcurs de 5 cm.

g. Valorile extincției citite la spectrofotometru sînt raportate la o curbă etalon care reprezintă dependența dintre valoarea extincției și concentrația de alge (mg s.uscată/l).

h. Se află greutatea uscată a animalelor (după uscare timp de 18 h la 90 °C) prin cîntărire la o microelectrobalanță Cahn — model 25 cu sensibilitate de 0,1 μg sau prin calcul cunoscînd dimensiunea (L = mm) și relația funcțională dintre greutatea uscată a indivizilor (W = μg) și dimensiune (L)

$$W = a\,L^{b} \tag{160}$$

9.1.1.2. Calcularea ratei de ingerare a hranei.

Pentru calcul se cunosc :

V — volumul în „l" al apei din vasul de experiență ;

C_o — concentrația inițială a algelor în vasele de experiență (cu animale) care reprezintă valoarea medie dintre concentrația inițială (C_i') și concentrația finală (C_f') a algelor din vasele martor.

$$C_o = \frac{C_i' + C_f'}{2} \tag{161}$$

C_f — concentrația algelor la sfîrșitul perioadei de experiență

n — nr. de indivizi prezenți în vasele de experiență

W — greutatea uscată (μg) a unui individ din categoria de dimensiuni folosită în experiență.

Atunci se calculează rata de ingerare a hranei exprimată în mg s. uscată hrană/mg s.uscată/24 h după relația :

$$C = \frac{(C_o - C_f)}{n \cdot W} \cdot 24\ V \tag{162}$$

Se folosește coeficientul 24 în cazul în care intervalul de experiență a fost de 60 minute. Cunoscînd echivalentul caloric al unui miligram s.uscată hrană se exprimă rata de ingerare în cal/mg/24 h.

Rezultatele calculate ca mai sus pentru rata de ingerare a hranei la indivizi de diferite dimensiuni și în condiții diferite de temperatură și de hrană sînt corelate pentru a stabili forma și gradul de dependență. În final se stabilește relația funcțională care definește dependența ratei de ingerare a hranei exprimată în cal/mg s.uscată/24 h în funcție de greutatea uscată a indivizilor (W), temperatură și concentrația de hrană. Considerăm că relația funcțională care descrie cel mai bine această dependență, este de forma :

$$C\ (\text{cal/mg/24 h}) = a e^{(b_1 T + b_2 H)} W^{b_3} \tag{163}$$

unde H — concentrația de alge (mg/s. usc./l).

Dispunînd de această relaţie funcţională se poate calcula în cazul unei populaţii naturale de *D. magna* consumul de energie pentru un interval restrîns „Δt" dacă se cunoaşte mărimea populaţiei (N = nr. ind./m³), distribuţia pe clase de dimensiuni precum şi valorile medii ale concentraţiei de hrană şi ale temperaturii.

$$C_i = N_i \overline{W}_i [a e^{(b_1 \overline{T} + b_2 \overline{H})} \overline{W}_i^{b_3}] \tag{164}$$

$$C_{pop \cdot t} = \sum_{i=1}^{n} N_i \overline{W}_i [a e^{(b_1 \overline{T} + b_2 \overline{H})} \overline{W}_i^{b_3}] \tag{165}$$

unde

C_i — consumul de energie în intervalul („Δt") al indivizilor din clasa de vîrstă „i"
$C_{pop \cdot t}$ — consumul de energie al populaţiei în intervalul „Δt"
n — nr. claselor de dimensiuni
$\overline{W}_i$ — greutatea medie a unui individ din clasa de vîrstă „i"
N_i — numărul de indivizi din clasa de vîrstă „i" dintr-un volum de 1 m³.

Pentru un interval (t_0, t_n) care include o succesiune de intervale infinitezimale „Δt" se poate calcula consumul cumulat de energie (C_0) al populaţiei dacă se cunoaşte dinamica mărimii (nr./m³) şi distribuţiei pe clase de dimensiuni sau vîrstă precum şi dinamica temperaturii şi concentraţiei de hrană în intervalul respectiv.

$$C_c = \sum_{t_0}^{t_n} C_{pop \cdot t} \tag{166}$$

Subliniem că indicaţiile de calcul prezentate în acest paragraf sînt valabile pentru orice specie indiferent de metoda directă folosită în determinarea ratei de ingerare a hranei.

9.2. *Determinarea energiei consumate pe cale indirectă*

În cazul multor populaţii naturale din ecosistemele terestre sau acvatice este mai dificil să se aprecieze în mod direct consumul de energie. Ţinînd cont de faptul că, în absolut toate cazurile, pe baza datelor de structură şi de dinamică a structurii se poate calcula producţia ($P = P_g + P_r$) ; unde P_g — acumularea de energie în populaţie sub formă de biomasă : P_r — acumularea de energie prin produsele sexuale) care reprezintă energia transferată de o populaţie de la un nivel trofic la altul într-un interval de timp (t_0 ; t_n) şi de faptul că în toate cazurile trebuie să se aprecieze cheltuiala de energie (R) a populaţiei atît prin prisma particularităţilor structurale proprii şi a dinamicii acestora cît şi prin prisma dinamicii principalilor factori de mediu, se poate calcula consumul de energie (C) al populaţiei pe o cale indirectă.

Această cale are la bază relaţia de calcul a asimilabilităţii (U^{-1}) care caracterizează eficienţa asimilării energiei consumate.

$$U^{-1} = \frac{A_c}{C_c} \tag{167}$$

unde :

$$A_c = P_c + R_c$$

Din relaţia (8) deducem că :

$$C_c = A_c / U_c^{-1} \tag{168}$$

După cum rezultă din cele afirmate mai sus cunoaştem în cazul fiecărei populaţii naturale energia asimilată (A_c) într-un interval de timp (t_0 ; t_n) ceea ce înseamnă că pentru a calcula energia consumată în acelaşi interval, trebuie să cunoaştem termenul de la numitor, asimilabilitatea (U^{-1}). Consumul de energie va fi exprimat, ca şi producţia şi cheltuiala de energie, în unităţi energetice (cal.) pe unitatea de suprafaţă sau volum şi pe intervalul (t_0 ; t_n).

ANEXA 10

DETERMINAREA ASIMILABILITĂȚII (U^{-1}) PRIN METODA CONOVER (1966)

Principiul metodei se bazează pe presupunerea că, în procesul de digestie, numai cantitatea de materie organică din hrană este afectată și nu este afectată cantitatea de materie anorganică.

În consecință dacă se cunoaște proporția de materie organică în hrana consumată și în excremente se poate calcula asimilabilitatea (eficiența asimilării hranei consumate).

10.1. *Modul de lucru :*

a. Se prelevă cîteva probe reprezentative pentru hrana populației studiate (proba trebuie să reflecte spectrul trofic al populației).

b. Se usucă la 90 °C pînă la greutate constantă.

c. Dacă proba a fost mare, se mojarează și se omogenizează după care se extrage o subproba și se continuă uscarea pînă la greutate constantă. Cîntăririle se fac la o balanță de precizie.

d. Se colectează în același timp cîteva probe de excremente care sînt uscate și cîntărite în același mod.

Probele de excremente sînt prelevate de la indivizi aparținînd la toate categoriile de vîrstă, după care acestea se usucă și se cîntăresc separat pentru a evidenția eventualele diferențe în ceea ce privește eficiența asimilării hranei de la o vîrstă la alta, sau sînt omogenizate și se extrag subprobe pentru caracterizarea globală a eficienței asimilării.

e. Probele de hrană și excremente uscate și cîntărite cu precizie sînt calcinate la 530 °C timp de 3 h.

f. Se cîntărește cu aceeași precizie cenușa rămasă în cazul fiecărei probe.

10.2. Calcularea eficienței asimilării hranei (U^{-1})

În cazul fiecărei probe se cunoaște :

W_t — greutatea uscată totală

W_m — greutatea cenușei

și se calculează :

$$W_0 = W_t - W_m \qquad (169)$$

unde W_0 — greutatea uscată a materiei organice.

Dispunînd de aceste date se calculează procentul de materie organică în hrană (F′) și respectiv procentul de materie organică în excremente (E′) după relațiile :

$$F' = \frac{W_{f,o}}{W_{f,t}} \tag{170}$$

unde :

$W_{f,o}$ — greutatea uscată a materiei organice în hrană
$W_{f,t}$ — greutatea uscată totală a hranei

$$E' = \frac{W_{e,o}}{W_{e,t}} \tag{171}$$

unde :

$W_{e,o}$ — greutatea uscată a materiei organice în excremente
$W_{e,t}$ — greutatea uscată totală a probei de excremente

Cunoscînd proporția de materie organică în hrană și în excremente se calculează eficiența asimilării (asimilabilitatea) aplicînd formula :

$$\% \; U^{-1} = \frac{F' - E'}{(1 - E') \cdot F'} \cdot 100 \tag{172}$$

ANEXA 11

DETERMINAREA ŞI CALCULAREA ENERGIEI CHELTUITE DE POPULAŢIILE NATURALE

11.1. Indivizii componenţi ai unei populaţii îşi ajustează permanent funcţiile care caracterizează programele inferioare, pentru sine şi superioare, în raport cu modificarea presiunii factorilor de mediu. Desfăşurarea şi ajustarea acestor funcţii implică o permanentă cheltuială de energie. Cantitatea de energie cheltuită pentru menţinere este diferenţiată în cadrul populaţiei în funcţie de vîrsta sau dimensiunea indivizilor, de starea reproductivă, de starea de nutriţie (lipsit de hrană, bine hrănit, faza postabsorbtivă sau imediat după ingestie), de starea de activitate şi de starea de stress. Desigur, cantitatea de energie cheltuită este dependentă în acelaşi timp de factori externi populaţiei dintre care cei mai importanţi sînt : temperatura, umiditatea, concentraţia O_2 şi CO_2, cantitatea şi calitatea hranei, diferiţi agenţi toxici.

În general energia cheltuită pentru menţinere este eliberată din substrat (glucide, proteine, grăsimi) prin oxidare aerobă pînă la CO_2 şi H_2O. Subliniem însă că pentru multe grupe de nevertebrate acvatice care populează medii în care sursa de hrană este în exces, dar sărace în oxigen, energia cheltuită pentru menţinere se obţine în totalitate sau numai parţial prin eliberarea din substrat în proporţie de ~15% în procesul de oxidare anaerobă.

Avînd în vedere că energia cheltuită de populaţiile animale pentru menţinere se eliberează din substrat prin oxidare aerobă sau anaerobă se consideră că rata cheltuielii de energie poate fi estimată prin rata consumului de oxigen (Winberg, 1966 ; Klekowski, 1975) sau prin rata glicolizei anaerobe (Augenfield, 1967 ; Vădineanu, 1980).

11.2. *Determinarea energiei cheltuite prin măsurarea consumului de oxigen.*

Consumul de oxigen poate fi măsurat prin tehnici care sînt incluse în două categorii principale :

a. Respirometre închise (Warburg, Winkler, Sholander, Kalabukhov-Skoortsov) ;

b. Respirometre cu flux continuu.

Întrucît tehnicile de determinare a consumului de oxigen în volum închis sînt prezentate în detaliu în manualele de „lucrări practice" de Fiziologia plantelor, Fiziologia animală şi Hidrobiologie, nu le vom descrie în

acest capitol. Reamintim că principalul inconvenient în folosirea acestor tehnici constă în faptul că în timp se reduce concentrația de O_2 în „camera" de respirație, ceea ce va determina o modificare a ratei proceselor metabolice. Se adaugă efectele posibile ale unor metaboliți intermediari eliberați în mediu care într-un anumit domeniu al concentrațiilor ar afecta rata proceselor metabolice. Se impune deci, în cazul folosirii acestor tehnici pentru măsurarea consumului de oxigen, standardizarea intervalului de experiență în așa fel încît consumul de oxigen să nu depășească 20% din valoarea inițială a concentrației.

Tehnicile de respirometrie în flux continuu permit un control mai riguros al factorilor de care depinde rata proceselor metabolice, o simulare mai bună a condițiilor naturale și elimină inconvenientele tehnicilor de respirometrie în volum închis.

Prezentăm mai jos un respirometru cu flux continuu pentru determinarea consumului de oxigen la organisme acvatice și descriem metoda de lucru, menționînd că principiile care stau la baza metodei descrise sînt valabile și în cazul respirometrelor pentru organisme terestre.

11.2.1. *Descrierea respirometrului cu flux continuu.* Principalele componente ale respirometrului sînt prezentate schematic în fig. 84.

Rezervorul de apă (5) este reprezentat de un vas de sticlă cu o capacitate de 5—10 l, care se închide etanș la partea superioară printr-un dop de cauciuc prin care pătrund : tubul de alimentare cu apă (1) pentru menținerea nivelului constant în rezervor, tub (2) din sticlă pentru barbotare cu aer sau azot, tub pentru aerisire (3) și tubul (4) prin care apa din rezervor este condusă spre camera de respirație.

Celulele de măsurare (7 și 7′) prevăzute cu electrozi de oxigen (8 și 8′) au capacitatea de ~50 ml și sînt etanș izolate de atmosferă prin dopuri de cauciuc străbătute de electrozi și de termometre (9 și 9′). Unitatea de măsură propriu-zisă sau camera de respirație (10) este reprezentată de un balon Erlenmayer de diferite dimensiuni în raport cu dimensiunile animalelor de experiență. Gura balonului este închisă etanș cu un dop de cauciuc străbătut de tubul de alimentare (16) și de termometrul (9). Din celula de măsurare (7′) terminală, apa este colectată într-un cilindru gradat pentru a stabili cu precizie debitul de apă prin sistem cu ajutorul clemei (6). Semnalele înregistrate de către senzori (8 și 8′) sînt măsurate în „mv" și convertite în mg O_2/l (mg O_2/l = f(U) de aparatele de măsură (13 și 13′). Valorile concentrației de oxigen pot fi citite la aparatele de măsură sau înregistrate continuu la un înregistrator cu două canale (14) și cu sensibilitate de 1 mv pe toată scala.

În cazul în care există în dotarea laboratorului o pompă peristaltică (15) atunci se poate asigura un flux constant de apă prin sistem, interpunînd pompa între rezervorul de apă și celula de măsurare (7). Legătura între componentele sistemului se realizează cu tub de cauciuc (11).

11.2.2. *Mod de lucru : a.* Animalele aparținînd la diferite grupe de dimensiuni sînt în prealabil aclimatizate la condițiile de temperatură și presiune parțială de oxigen (PO_2) în care se va desfășura determinarea. Perioada de aclimatizare diferă de la o specie la alta și la aceeași specie după cum se face trecerea de la temperaturi ridicate și saturare în oxigen la temperaturi scăzute și deficit de oxigen sau invers. În general pentru organismele acvatice perioada de aclimatizare este cuprinsă între 2—10 zile (Ivleva, 1980).

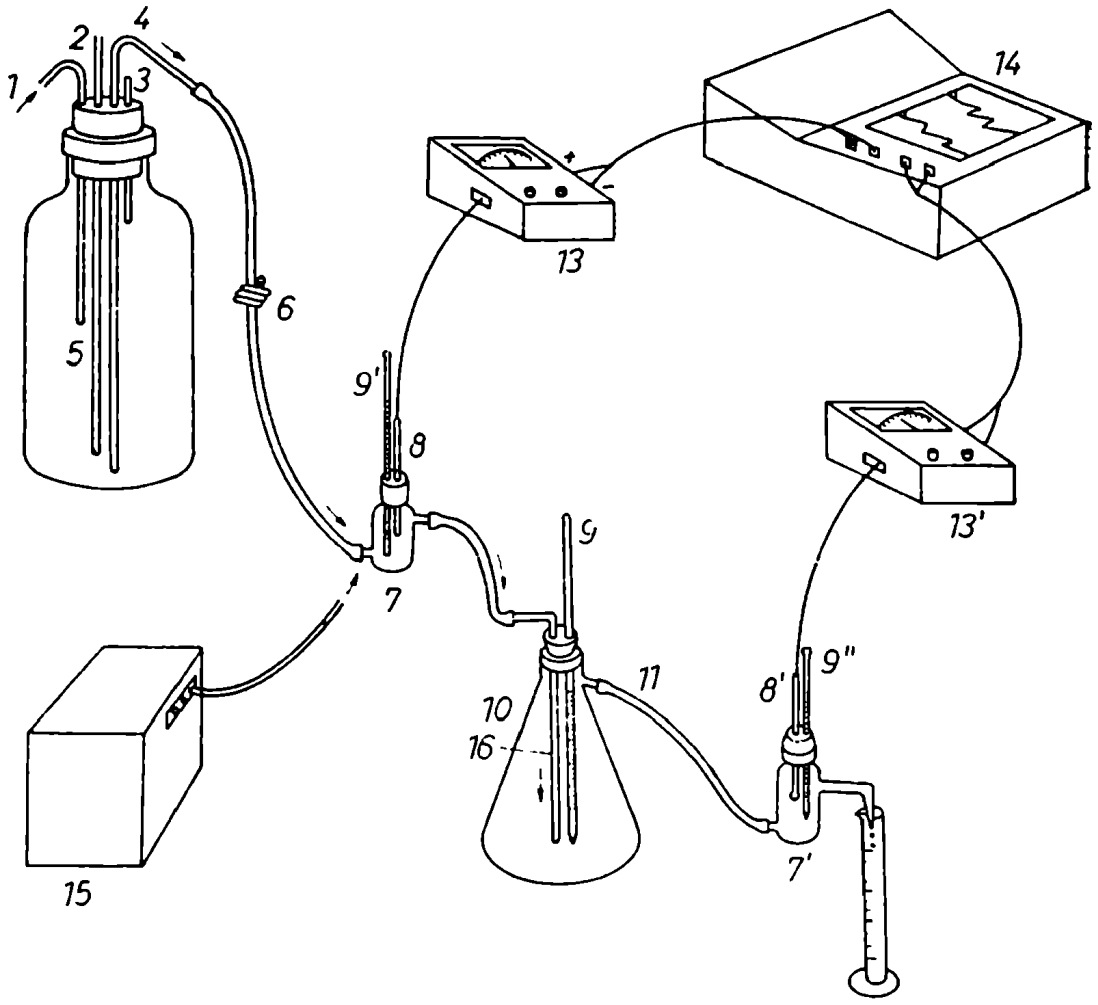


Fig. 84. Variantă a respirometrului cu flux continuu :
1 — tub de alimentare; 2 — tub pentru barbotare cu oxigen sau azot; 3 — aerisire; 4 — tub prin care apa din rezervor este condusă spre camera de respirație; 5 — rezervor cu apă; 6 — clemă; 7 și 7′ — celule de măsurare; 8 și 8′ — electrozi Clarke; 9 și 9′ — termometre; 10 — camere de respirație; 11 — furtun de legătură; 12 — cilindru gradat; 13 și 13′ — aparate de măsură; 14 — înregistrator cu două canale; 15 — pompă peristaltică; 16 — tub de alimentare.

b. Se aduce la nivelul dorit apa din rezervor și se barbotează aer sau azot pînă se obține concentrația dorită de oxigen în apă.

c. Se umplu cu apă din rezervor celulele de măsurare și camera de respirație și se introduc animalele de o anumită dimensiune în camera de respirație.

d. Se face legătura între componentele respirometrului avîndu-se grijă să nu se introducă bule de aer în celulele de măsurare și camera de respirație.

e. Se reglează cu ajutorul clemei (6) sau al pompei peristaltice fluxul de apă în așa fel încît întreg volumul camerei de respirație să fie înlocuit în ~1 h.

f. Se citește la barometru presiunea (mmHg) aerului iar la termometre, temperatura apei.

h. Se face legătura între aparatele de măsură (13 și 13′) și înregistrator, se alege scala (de regulă 50 mv), se reglează punctul de „0“ și viteza de înregistrare la 50 sau 90 mm/h.

j. După aproximativ o oră de la începerea experimentului diferența dintre concentrația de oxigen înregistrată la celula de măsurare (7) și concentrația de oxigen înregistrată la celula de măsurare (7′) se stabilizează.

k. Se continuă experimentul încă 15—20 minute.

În timpul experimentului se asigură temperatura constantă a apei din sistem și se fac cîteva citiri ale presiunii aerului.

11.2.3. *Calcul*

a. Pentru perioada cînd diferența dintre cele două concentrații de oxigen se stabilizează, se determină echivalentul în mg O_2 a diferenței folosind curbele înregistrate.

b. Se transformă diferența exprimată în mg O_2 prin multiplicare cu factorul 0,698.

c. Se corectează volumul de oxigen astfel stabilit, la condițiile standard folosind formula :

$$\text{ml } O_2 \text{ (Std. cond.)} = \text{ml } O_2 \text{ (înreg.)} \frac{273\,^\circ}{273+T\,^\circ K} \cdot \frac{\text{mm (presiunea exp.)}}{760 \text{ mm}} \qquad (173)$$

d. Se determină greutatea umedă sau uscată a animalelor folosite în experiență pe baza cunoașterii dimensiunilor și a relației funcționale :

$$W_{(mg)} = a\,L^b$$

e. Cunoscînd diferența dintre cele două concentrații de oxigen exprimară în ml O_2 (std.), debitul (1/h) și greutatea animalelor se calculează rata consumului de oxigen exprimată în ml O_2/W/h

$$\text{ml } O_2/W/h = \text{ml } O_2 \text{ (std.)} \cdot \text{debit (l/h)} \cdot W \qquad (174)$$

f. Se determină rata specifică a consumului de oxigen exprimată în ml O_2 (std.)/mg sau g/h.

g. Se calculează echivalentul caloric al volumului de oxigen consumat în unitatea de timp (h) de un mg sau gram biomasă umedă sau uscată, folosind valoarea de 4,825 cal/ml O_2 pentru coeficientul oxicaloric.

11.3. *Aprecierea energiei cheltuite în condiții de hipoxie, pe baza determinării ratei de acumulare a acidului lactic*

În cazul speciilor de organisme acvatice care populează medii sărace în oxigen dar cu o încărcătură mare de substanță organică, energia cheltuită pentru menținere nu poate fi exprimată numai prin consum de oxigen. Populațiile acestor specii obțin parțial energia cheltuită, pe cale anaerobă. Se apreciază că în general organismele care acceptă condiții de hipoxie avansată folosesc calea anaerobă convențională care are ca produs final acidul lactic și numai în cazuri speciale prelungesc această cale cu o cale adițională care are ca produs final succinatul sau propinatul (Newell, 1977). În acest din urmă caz energia eliberată din substrat sporește de la 7% la 15—17%.

11.3.1. *Principiul metodei.*

Metoda se bazează pe determinarea ratei de producție a acidului lactic la indivizi de diferite dimensiuni care-și desfășoară activitatea în condiții diferite de temperatură și concentrație a oxigenului.

11.3.2. *Mod de lucru*

Mai mulți indivizi de aceeași dimensiune sînt introduși în 3—5 ml tampon fosfat (5 mM) *p*H 7,5 și omogenizați la rece (0—4 °C). Omogenatul este apoi centrifugat timp de 20 minute la 15 000 rtm și se colectează supernatantul.

Se determină cantitatea de acid lactic în probă folosind un mediu de glicină *p*H 9,5 în prezența NAD^+ (7,5 mM) și a lactat dehidrogenazei (LDH) în exces (Bergmayer, 1974).

După o incubare a volumului final de 3 ml, timp de 15 minute la 25 °C, timp în care NAD^+ este redus la NADH iar lactatul oxidat la piruvat, se citește extincția la 340 nm.

Pe baza valorilor extincției la 340 nm și a unei curbe etalon se determină cantitatea de NADH și corespunzător de lactat.

Se calculează rata de acumulare a acidului lactic în mg/g. s.uscată/h sau µg/ind./h.

În final, cunoscînd faptul că în glicoliza anaerobă dintr-un miligram de glucoză rezultă 1 mg acid lactic și de asemenea cunoscînd că valoarea energetică a unui miligram de glucoză este de 3,8 cal (Winchester, 1965 ; Peusner, 1974) se exprimă în unități energetice rata de acumulare a acidului lactic.

11.4. *Calcularea energiei cheltuite de o populație animală într-un interval larg de timp.*

Pentru a rezolva această problemă sînt necesare următoarele categorii de informație :

a. Dinamica mărimii (N) populației și a distribuției pe clase de dimensiuni în intervalul respectiv ;

b. Dinamica temperaturii și a concentrației de oxigen în mediu pe intervalul respectiv sau a altor factori de mediu care influențează rata cheltuielilor energetice ;

c. Valorile ratei cheltuielii de energie determinate prin consum de oxigen sau producție de acid lactic în raport cu dimensiunea indivizilor (W — greutatea), temperatura și presiunea parțială a oxigenului (concentrația) sau cu alți factori de mediu ;

d. Relația funcțională (model de regresie multiplă) care definește dependența cheltuielii de energie exprimată prin consum de oxigen sau producție de acid lactic de dimensiunea (greutatea) indivizilor, temperatură și concentrația de oxigen.

Notînd :

R' — rata specifică a energiei cheltuite exprimată prin consum de oxigen (cal/mg s. usc./24 h) (vezi 413) ;

R'' — rata specifică a energiei cheltuite exprimată prin producția de acid lactic (cal/mg s. usc./24 h — vezi 413) ;

$\Delta_t = t_n - t_{n-1}$ = intervalul de timp în care parametrii luați în considerare nu se modifică semnificativ. Pentru fiecare interval considerăm valorile medii ale parametrilor.

Transformăm în felul acesta un proces continuu descris de variabile continui într-un proces discontinuu descris de variabile discrete.

Amplitudinea intervalului trebuie astfel aleasă încît această transformare să nu influențeze semnificativ caracterizarea corectă a procesului. De regulă acest interval este de 24 h.

i — clasa de vîrstă sau dimensiuni ,

n — numărul de clase de vîrstă (stadii) sau dimensiuni ;

$\overline{T}$ — temperatura medie în intervalul Δt ;

$\overline{PO_2}$ — presiunea parţială medie a oxigenului în intervalul „Δt“ ;

N_i — numărul de indivizi prezenţi în clasa de vîrstă „i“ în intervalul Δt pe unitatea de suprafaţă (m^2) sau volum (m^3) ;

a' ; b_1' ; b_2' ; b_3' — coeficienţii care definesc relaţia funcţională ce descrie dependenţa energiei cheltuite exprimată prin consum de oxigen, de greutatea indivizilor, temperatură şi presiunea parţială a oxigenului ;

a'' ; b_1'' ; b_2'' ; b_3'' — coeficienţii care definesc relaţia funcţională ce descrie dependenţa energiei cheltuite exprimată prin producţia de acid lactic de greutatea indivizilor (W) temperatură şi presiunea parţială a oxigenului ;

$\overline{W}_i$ — greutatea medie uscată a unui individ din clasa de vîrstă sau dimensiuni „i“ ;

$R'_{pop.\,t}$ şi $R''_{pop.\,t}$ — cheltuiala de energie a populaţiei în intervalul Δt ;

R'_c şi R''_c — cheltuiala de energie cumulată a populaţiei pe intervalul t_0—t_n ;

atunci putem calcula :

1. Cheltuiala de energie în intervalul „Δt“ a indivizilor (N_i) componenţi ai clasei de vîrstă „i“.

$$R'_i = N_i \overline{W}_i [a' + b'_1 \overline{T} + b'_2 \ln \overline{W}_i + b'_3 \ln (\overline{PO_2})] \tag{175}$$

$$R''_i = N_i \overline{W}_i [a'' + b''_1 \overline{T} + b''_2 \ln \overline{W}_i + b''_3 \ln (\overline{PO_2})] \tag{176}$$

2. Cheltuiala de energie în intervalul „Δt“ a întregii populaţii

$$R'_{pop.t} = \sum_{i=1}^{n} N_i \overline{W}_i [a' + b'_1 \overline{T} + b'_2 \ln \overline{W}_i + b'_3 \ln (\overline{PO_2})] \tag{177}$$

$$R''_{pop.\,t} \sum_{i=1}^{n} = N_i \overline{W}_i [a'' + b''_1 \overline{T} + b''_2 \ln \overline{W} + b''_3 \ln \overline{PO_2}] \tag{178}$$

3. Cheltuiala de energie cumulată a populaţiei pe intervalul (t_o ; t_n) :

$$\overset{t_n}{\underset{t_o}{R'_c}} = \sum_{t_o}^{t_n} R'_{pop\,;\,t} \tag{179}$$

$$\overset{t_n}{\underset{t_o}{R''_c}} = \sum_{t_o}^{t_n} R''_{pop\,;\,t} \tag{180}$$

$$\overset{t_n}{\underset{t_o}{R_c}} = \overset{t_n}{\underset{t_o}{R'_c}} + \overset{t_n}{\underset{t_o}{R''_c}} \tag{181}$$

Valorile cumulate ale energiei cheltuite de populaţie sînt exprimate în unităţi energetice (cal) pe unitatea de suprafaţă (m^2) sau volum (m^3) şi pentru intervalul (t_o ; t_n) (o lună, un an etc.).

ANEXA 12

DETERMINAREA PRODUCȚIEI SECUNDARE (P)

În general producția secundară a populațiilor animale se poate aprecia pe două căi distincte :

1. Estimarea producției secundare pe baza sumării creșterilor în biomasă a tuturor indivizilor dintr-o populație împreună cu biomasa elementelor sexuale și a altor produse organice secretate sau excretate (Phillipson, 1967 ; Petrusewicz, 1967 ; Winberg, 1962, 1967, 1968 ; Mac Fadyen, 1967 ; Klekowski, 1970, Hillbricht-Ilkowska, 1978 ; Papadopol, 1970).

2. Evaluarea producției secundare pe baza sumării biomasei eliminate din populație (Cooper, 1965 ; Hamilton, 1969 ; Botnariuc et el. 1981, Vădineanu, 1980).

Pentru estimarea producției secundare pe această cale sînt necesare informații cu privire la mărimea populației (N), structura pe clase de dimensiuni sau stadii de dezvoltare, distribuția mărimii populației pe clase de dimensiuni sau stadii și cu privire la modificarea acestor parametri în timp. Aceste informații sînt accesibile pentru că ele rezultă din analiza datelor empirice obținute prin prelucrarea probelor prelevate cu o anumită frecvență, într-un anumit număr și după o repartiție spațială care să reflecte heterogenitatea mediului (vezi pag. 209).

Trebuie să se cunoască, de asemenea, relațiile funcționale între greutatea umedă și uscată și dimensiunile indivizilor și să se poată aprecia astfel creșterea în biomasă cunoscînd structura pe dimensiuni și distribuția pe clase de dimensiuni.

Avînd la dispoziție aceste informații, producția secundară a unei populații pe durata unei generații sau pe an, se poate calcula astfel :

a. Pentru un interval dintre două prelevări consecutive și pentru indivizii care aparțin unui stadiu de dezvoltare sau clasă de dimensiuni se calculează acumularea de biomasă (producția) după următoarea relație (Phillipson, 1967) :

$$P_i(t_{n-1}; t_n) = \left(N_{i.tn} \cdot \frac{\Delta \overline{W}_i}{\Delta t}\right) + \left(\frac{\Delta N_i}{\Delta t} \cdot \frac{1}{2} \cdot \frac{\Delta \overline{W}_i}{\Delta t}\right)' \qquad (182)$$

unde :

$P_i(t_{n-1}; t_n)$ = reprezintă producția realizată de indivizii ce aparțin unei clase de dimensiuni (stadiu de dezvoltare) în intervalul Δt ;

$N_{i,tn}$ = reprezintă numărul de indivizi aparţinînd clasei de dimensiuni sau stadiului de dezvoltare „i" care supravieţuiesc la momentul „tn" ;

$\frac{\Delta N_i}{\Delta t}$ = reprezintă numărul de indivizi din clasa de dimensiuni care sînt eliminaţi (mor) în intervalul Δt ;

$\frac{\Delta \overline{W}_i}{\Delta t}$ = reprezintă creşterea medie în greutate în intervalul Δt ;

i = indică clasa de dimensiuni sau stadiul de dezvoltare.

b. Producţia secundară realizată de întreaga populaţie în intervalul $\Delta t = t_n - t_{n-1}$, se calculează prin însumarea producţiilor realizate de indivizii componenţi ai fiecărei clase de dimensiuni sau stadii de dezvoltare (i).

$$P(t_{n-1}; t_n) = \sum_{i=1}^{j} \left(N_{i,tn} \cdot \frac{\Delta \overline{W}_i}{\Delta t}\right) + \left(\frac{\Delta N_i}{\Delta t} \cdot \frac{1}{2} \cdot \frac{\Delta \overline{W}_i}{\Delta t}\right) \qquad (183)$$

c. Producţia secundară realizată de populaţia studiată într-un an de zile sau o perioadă care include „n" momente de prelevare a probelor se calculează prin sumarea producţiilor realizate de populaţie între momentele de prelevare a probelor.

$$\overset{t_n}{\underset{t_0}{P}} = \sum_{t_0}^{t_n} P_t = \sum_{t_0}^{t_n} \left[\left(N_t \frac{\Delta \overline{W}}{\Delta t}\right) + \left(\frac{\Delta N}{\Delta t} \cdot \frac{1}{2} \cdot \frac{\Delta \overline{W}}{\Delta t}\right)\right] \qquad (184)$$

În cazul în care populaţia studiată are generaţii discrete şi este deci reprezentată la fiecare moment de prelevare printr-un singur stadiu de dezvoltare sau clasă de dimensiuni, producţia secundară a populaţiei pe generaţie sau pe an se calculează mai simplu după relaţia :

$$\overset{t_n}{\underset{t_0}{P}} = \sum_{t_0}^{t_n} P_t = \sum_{t_0}^{t_n} \left[\left(N_t \frac{\Delta \overline{W}}{\Delta t}\right) + \left(\frac{\Delta N}{\Delta t} \cdot \frac{1}{2} \cdot \frac{\Delta \overline{W}}{\Delta t}\right)\right] \qquad (185)$$

2. Evaluarea producţiei secundare prin sumarea biomasei eliminate din populaţie reprezintă o cale mai rar folosită în cercetările ecologice. O recomandăm ca o metodă comodă şi eficientă în special pentru populaţiile cu generaţii discrete, la care există o suprapunere minimă a stadiilor în ciclul de dezvoltare (populaţiile de insecte) şi pentru care programul de cercetare a fost astfel întocmit încît să se obţină informaţia necesară alcătuirii tabelelor de viaţă.

În aceste cazuri populaţiile sînt reprezentate la fiecare moment de prelevare a probelor printr-un singur stadiu de dezvoltare, iar tabelele de viaţă includ datele cu privire la mărimea populaţiilor (N = lx) la începutul fiecărui stadiu de dezvoltare şi efectivele eliminate pe durata fiecărui stadiu de dezvoltare (dx).

Cunoscînd dimensiunea medie a indivizilor din fiecare stadiu de dezvoltare şi relaţia dintre greutatea uscată (W) şi dimensiune, se poate calcula biomasa eliminată din populaţie (transferată la alte nivele trofice) la fiecare stadiu de dezvoltare şi pe durata întregii generaţii.

Relaţia matematică după care se calculează producţia realizată de o populaţie cu generaţii discrete în intervalul unui ciclu de dezvoltare şi care include informaţia subliniată anterior este :

$$P = \sum_{j=1}^{i} \left[\left(\frac{\Delta N}{\Delta t} \cdot \overline{W}_j \right) + \Delta Br \right] \qquad (186)$$

unde :

$\frac{\Delta N}{\Delta t} = dx$ — reprezintă numărul de indivizi eliminaţi din populaţie la fiecare stadiu de dezvoltare ;

$\overline{W}_j$ — greutatea medie a indivizilor din stadiul „j" ;

Br — biomasa reprezentată de produşii de secreţie, excreţie şi elementele reproductive ;

i — numărul stadiilor de dezvoltare din ciclul de viaţă.

În cazul în care populaţia studiată are două sau mai multe generaţii pe an nu se recomandă calcularea producţiei pentru o singură generaţie şi multiplicarea acestora cu numărul de generaţii pentru a evalua acumularea de biomasă (energie) într-un an, datorită faptului că în general sînt diferenţe nete de la o generaţie la alta în ceea ce priveşte durata ciclului de dezvoltare şi eficienţa acumulării energiei asimilate.

Deşi este mai laborios, recomandăm calcularea producţiei pentru fiecare generaţie şi sumarea producţiilor realizate de populaţie pentru întreg anul. De obicei producţia secundară se exprimă în grame substanţă uscată/m^2/an uşor convertibilă în unităţi energetice dacă se cunoaşte valoarea calorică a biomasei acumulate (echivalentul caloric al unui gram biomasă uscată $\times$ nr grame/m^2/an = kcal/m^2/an).

BIBLIOGRAFIE

Abolmasova, G. I., *Sootnoşenie energheticeskogo i plasticeskogo obmena u Gammarus olivii M.-Edw. pri raznih temperaturah.* „I-ia Vses. konf. po biol. şelfa ; Sevatopoli, 1978, Tez. dokl. Ciast I". Kiev, 1978, 12—13.

Abrams, Peter, A., *Density-independent mortality and interspecific competition; a test of Pianka's niche overlap hypothesis.* „Amer. Natur.", 1977, 111, nr. 979, 589—552.

Ahlgren, I. F. şi Ahlgren, C. E., *„Ecological effects of forest fires".* Botanical Review, 26, pag. 483—533.

Alden Raymond, W., *Effects of a thermal discharge of the mortality of copepods in a subtropical estuary.* „Environ, Pollut", 1979, 20, nr. 1, 3—19.

Alekin, O. A., *Osnovy hidrochimii,* Hidrometeorol. Izd. Leningrad, 1953.

Allen, J. A., *The adaptation and radiation of deep-sea Bivalves,* „Sarsia", 1979, 64, nr. 1—2, 19—27.

Andreiuk, E. I., Kopteva, J. P., Zanina, V. V., *Fitotoxiceskie veşcestva nekotoryh sinezelionyh vodoroslei i izbiratelnosti ih deistvia.* „Kultivirovanie i primenenie micro-vodoroslei v nar. h-ve". Taşkent 1977, 120—121.

Andrewartha, H. G., Birch, L. G., *The Distribution and Abundance of Animals",* University of Chicago Press, Chicago, 1954.

Antia, N. J., Berland, B. R., Bonin, D. J., Maestritia, S. Y., *Utilisation de la matière organique dissoute en tant que substrat par les algues unicellulaires marines.* „Subst. org. natur. dissoutes eau mer. Colloq. GABIM, 1976", Paris, 1978, 147—178.

Antipa, Gr., *Regiunea inundabilă a Dunării,* Bucureşti, 1910.

Antipa, *Gr., L'organisation générale de la vie collective des organismes et du mécanisme de la production dans la biosphère.* Bucarest, 1935.

Arendarciuc, V. V., *Indolsoderjaşcie veşcestva nekotorih sinezelionih vodoroslei.* „Hidrobiol. is.", 1978, Nr. 6, 78—80.

Arnason, N. A., Mills, K. H., *„Bias and Loss of precision due to tag, loss in Jolly-Seber estimates for Mark-recapture experiments".* Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38 (9), 1981. *Aquatic hazard evaluation of chemical pesticides,* „Bioscience", 1978, *28,* nr. 9, 600—601.

Aubert, M., *Télémédiateurs et rapports inter-espèces dans le domaine des microorganismes marins.* „Subst. org. natur. dissoutes eau mer, Colloq. GABIM, 1976, Paris, 1978, 129—200.

Aubert, M., Revillon, P., Breittmayer, J. Ph., Flatau, G., Aubert, J., *Métaux lourds en Méditerranée.* „Revue Internat. d'Océanogr. Médicale", Tome LVI, 1979, Tome LVII, 1980, 304 p.

Augenfeld, J. M., *Effects of oxygen deprivation on aquatic midge larvae under natural and laboratory conditions.* Physiol. Zool., 40, 149—158, 1967.

Augier, H., Gilles, G., Ramonda, G., *Première estimation de la pollution mercurielle du littoral méditerranéen Français (Provence-Côte d'Azur) par l'étude du degré de contamination des sédiments et des organismes benthiques.* „Progr. Water Technol.",1980, *12*, nr. 1, 97—108.

Bacastow, R., şi Keeling, Ch. D., *Changes from A. D. 1 700 to 2 070 deduced from a geochemical model.* „Carbon and the Biosphere", editori : G. Woodwell şi Erene Pecan. U. S. Atomic Energy Commission, 1973, pag. 86—135.

Bailly, R. şi Dubois, G. (editori), *Index phyto-sanitaire.* Association de coordination technique agricole. ACTA, 1980.

Barbier, M., *Introduction à l'écologie chimique.* Masson, Paris, 1976.

Barnes, R. S., *Coastal Lagoons.* Cambridge Univ. Press, 1980.

Beaver, R., Mendenhall, W., *Introduction to probability and statistics.* Duxbury Press, Belmont, 1971.

Beeton, A. M., *Changes in the environment and biota of the Great Lakes.* In Eutrophication, Causes, Consequences, Correctives. National Academy of Sciences, Washington D.C. pag. 150—187.

Benson, A. A. şi Lee, R. F., *The Role of Wax in Oceanic Food Chains.* Scientific American, March 1975, pag. 77—86.

Berseneva, G. P., Sergheeva, L. M., Finenko, Z. Z., *Adaptaţia morskih planctonnih vodoroslei k svetu.* „Okeanologhia", 1978, 18, nr. 2, 298—306.

Berdicevski, L. S. et al. (redactori). *Biologhiceskij rejim vodoiomov-ohladitelei TET i vlianie temperaturi na hidrobiontov.* Edit. „Nauka", Moskva, 1977, p. 255.

Bergmayer, H. H., *Methods of enzymatic analysis,* vol. 2, Acad. Press, New York, 1974.

Bertalanffy, L. von., Théorie générale des systèmes, Dunod, Paris, 1973.

Bertram, P. E., Hart, B. A., *Longevity and reproduction of Daphnia pulex (de Geer) exposed to cadmium contaminated food of water.* „Environ, Poll.", 1979, *19*, nr. 4, 295—305.

Birch, L. C., *The intrinsec rate of natural increase of an insect population.* J. anim. Ecol., 17, 15—26, 1948.

Björkman, O. şi Berry, J., *High-Efficiency Photosynthesis.* Sc. Amer., Oct. 1973, vol. 229, nr. 4, pag. 2—12.

Blogoslawski, W. J., Stewart, M. E., *Paralytic shell fish poison in Spisula solidissima : Anatomical location and ozone detoxification.* „Mar. Biol.", 1978, 45, nr. 3, 261—264.

Blondel, J., Bourlière, F., *La niche écologique, mythe ou réalité ?* „Terre et vie", 1979, *33*, nr. 3, 345, 374.

Blumer, Max, *Scientific Aspects of the Oil Spill Problem.* Oceanography. Contemporary readings in Ocean sciences. Oxford University Press, 1977.

Boddington, M. J. şi colab. *The effect of benthic invertebrates on the clearance of mercury from sediments.* „Ecotoxicol and Environ. Safety", 1979, *3*, nr. 3, 236—244.

Bodenheimer, F. S., *Welche Faktoren regulieren die Individuenzahl einer Insektenart in der Natur ?* Biol. Zentralbl. 48, 714—739, 1928.

Bolognari, A., Ferro, R., Fossato, V. U., Platelli, M., Renzoni, A., Viviani, R., *Monitorage de l'état de la pollution marine le long des côtes italiennes avec l'emploi des indicateurs biologiques.* „IV-es journées étud. pollut. mar. Méditerr., Antalya, 1978", Monaco, 1978, 667—669.

Bonner, W. Nigel, *Life in a cold climate,* „Nature", 1979, 282, nr. 5736, 233—234.

Botnariuc, N., *La conception de Gr. Antipa concernant la production biologique de la zone inondable du Danube, du point de vue des recherches actuelles.* Travaux du Muséum d'Hist. Nat. „Gr. Antipa" vol. VIII, 1968, Bucarest, 59—68.

Botnariuc, N., *Concepția și metoda sistemică în biologia generală.* Editura Acad. R.S.R., 1976.

Botnariuc, N., *Principii de biologie generală.* Editura Acad. R.S.R., 1967.

Botnariuc, N., Ignat, G., Vădineanu, A., *Rolul ecologic al unor chironomide în ghiolul Roșu și japșa Porcu din Delta Dunării.* În „Producția și productivitatea ecosistemelor acvatice". Editura Acad. R.S.R., 1981, pag. 107—116.

Bouché, M. B., *Pesticides et lombriciens: problèmes méthodologiques et économiques.* „Phytiatrie-Phytopharmacie", tome 23, nr. 2, 1974, pag. 107—116.

Braghinskij, L. P. și colab. *„Experimentalnoe modelirovanie pereďaci DDT po troficeskim țepiam presnîh vodoiomov".* „Vzaimodeistvie mejdu vodoi i jivîm veșcestvom", Tr. Mejdunar. simpoz., Odessa, 1975, t. 2, M. 1979, 180—184.

Braghinskij, L. P., Bescaravajnaia, V. D., Șcerbani, E. R., *Reacții presnovodnogo fito- i zooplanctona na vozdejstvie pestițidov.* „Izv. ANSSSR, ser. biol." 1979, nr. 4, 599—606.

Braghinskij, L. P., Șcerbani, E. P. *Ostraia toxicinosti tiajolîh metallov dlia vodnîh bespozvonocinîh pri razlicinîh temperaturnîh usloviah.* „Hidrobiol. j.", 1978, *14*, nr. 6, 86—92.

Breitig, G., *Eutrophierungsforschung an ausgewählten Seen.* „Geol. und Geophys. Veröff.", 1977, R. 4, nr. 22, 189—192.

Bryan, G. W., *Heavy metal contamination in the sea. Introduction.* „Mar. Pollut.", London e.a., 1976, 185—187.

Budyko, M. I., *Proșloe i budușceie biosferî.* „Vestn. AN SSSR, 1977, nr. 12, 70—79.

Budyko, M. I., *Budușceie biosferi.* „Izv. AN SSSR, Ser. gheogr." 1979, nr. 3, 30—39.

Budyko, M. I., *Globaljnaia ecologhia.* „Mîslj", Moscova, 1977, 327, pag.

Budyko, M. I., Vinnikov, K. Y., *Global warming.* „Global Chem. Cycles and Alterations Man. Rept. Dahlem Workshop, Berlin, 1976", Berlin 1977, 189—205.

Buhanevici, I. B., Martinsen, G. V., *Mirovoi promysel bespozvonocinyh i vodoroslei.* „Ryb. h-vo.", 1978, nr. 7, 18—20.

Bunde, T. A., Fried, M., *The uptake of dissolved free fatty acids from seawater by a marine filter feeder, Crassostrea virginica.* „Comp. Biochem. and Physiol.", 1978, *A 60*, nr. 2, 139—144.

Busvine, James R., *The control of Trypanosomiasis* în „Ecological Effects of Pesticides", Acad. Press, 1977, pag. 145—150.

Callahan, Ph. S., *Laser in der Biologie.* „Laser+Elektr.—Opt.", 1975, 7, nr. 2, 38—39.

Carpenter, F. Lynn, *Hooks for mammal pollination?* „Oecologia", 1978, *35*, nr. 2, 123—132.

Capone, Duglas G., Oremland, Ronald S., Taylor, B. F., *Significance of N_2-fixation to the production of Thalassia testudinum communities.* „FAO Fish. Rept.", 1977, nr. 200, 71—85.

Carr, A., *The navigation of the Green Turtle.* Sc. Amer., mai 1965, vol. 216, nr. 5, 79—86.

Cavalier-Smith, T. *r- and k- tactics in the evolution of protist developmental systems: cell and genome size, phenotype diversifying selection, and cell cycle patterns.* „Bio-Systems", 1980, *12*, nr. 1—2, 43—59.

Ceccaldi, H. I., *La biologie des crustacés et les substances dissoutes dans l'eau de mer.* „Subst. org. natur. dissoutes eau mer. Coll. GABIM, 1976", Paris, 1978, 233—260.

Chitty, D., *Allgemeine Gedankengänge über die Dichteschwankungen bei der Erdmaus (Microtus agrestis).* Zeitschr. Säugetierk, 20, 55—60, 1955.

Choat, J. H., Black, R., *Life history of limpets and the limpet-laminarian relationship.* „J. Exp. Mar. Biol. and Ecol." 1979, *41*, nr. 1, 25—50.

Chong, L., Franco, P. S., Schulz-Baldes, M., *Heavy metals in the sea-skater Halobates robustus from the Galapagos Islands: concentrations in nature and uptake experiments, with special reference to cadmium.* „Mar. Biol., 1979, *54*, nr. 3, 201—206.

Chrost, R., *Inhibitors produced by algae as an ecological factor affecting bacteria in water ecosystems. I. Dependence between phytoplankton and bacteria development.* „Acta microbiol. pol.", B 7, nr. 2, 1975, 125—133.

Clark, D. L., *Life in the warm depths off Galapagos.* „Oceans" 1979, 12, nr. 6, 42—45.

Clark, L. R., Geier, P. W., Hughes, R. D., Morris, R. F., *The ecology of insect populations in theory and practice.* Methuen, London, 1967.

Clarke, A., *On living in cold water: k-strategies in Antarctic benthos.* „Mar. Biol., 1979, *55*, nr. 2, 111—119.

Clarke, B. C., *The evolution of genetic diversity.* „Proc. Roy. Soc. London", 1979, *B 205*, nr. 1111, 453—474.

Codreanu, R., *Centenarul unui mare naturalist: profesorul Andrei Popovici-Bîznoşanu (1876—1969).* „Ocrotirea Naturii" 20, nr. 2, 1976, 123—125.

Collier, D. B., Cox, W. G., Johnson, W. A., Miller, C. P. *Dynamic Ecology.* Prentice Hall, London, 1973.

Conover, R. J., *Assimilation of organic matter by zooplankton.* Limn. Oceanogr., 11, 337—345, 1966.

Conrad, M., *Hierarchical Adaptability Theory* în „Theoretical systems Ecology", pag. 132—149, Acad. Press Inc. London—New-York, 1979.

Commoner, B., The closing circle. Alfred Knopf. New York 1972.

Cooper, W. E., *Dynamics and production of a natural population of a freshwater amphipod, Hyalella azteca.* Ecol. Monogr., 35, 377—394, 1965.

Cooper, C. F., *The ecology of fire.* Scientific American, 204 (4), pag. 150.

Cormack, R. M., *The statistics of capture-recapture methods.* Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev., 6, 445—506, 1968.

Cren, Le D. E., Lowe-MacConnell, H. R., *The functioning of freshwater ecosystems.* Cambridge University Press, Cambridge, London, New York, Sydney, 1980.

Crowe, J. H. şi Cooper, A. F. jr. *Cryptobiosis,* Scientific American, Dec. 1971, vol. 225, nr. 6, pag. 30—36.

Dabrowski, I. S. *Ocrotirea peisajului. Arderea ierburilor ca factor ce distruge echilibrul ecologic al biocenozelor în pajişti şi păduri* (l. polonează). „Chronmy przyr. ojcź", 1979, 35, nr. 2, 76—79.

Das, B., Singh, P. K., *The effect of 2, 4-dichloro phenoxyacetic acid on growth and nitrogen-fixation of blue-green alga Anabaenopsis raciborskii.* „Arch. Environ. Contam. and Toxicol." 1977, 5, nr. 4, 437—445.

Davies, R. W., Reynoldson, T. B., Everett, R. P. *Reproductive strategies of Erpobdella punctata (Hirudinoidea) in two temporary ponds.* „Oikos", 1977, 29, nr. 2, 313—319.

Deevey, E. S., *Life tables for natural populations of animals.* Quart. Rev. Biol., 22, 283—314, 1947.

De Filipps, L. F., *Algen können Schwermetalle konzentrieren.* „Umschau Wiss. und Techn" 1978, 78, nr. 23, 746—748.

Delwiche, C. C. B., *Biological production and utilization of N_2O.* „Pure and Appl. Geophys.", 1978, 116, nr. 2—3, 414—422.

Denisova, A. L., *Rolj azota i fosfora v evtrofirovanii Dnepra v usloviah zaregulirovannogo stoca.* „Antropoghen. evtrofirovanije prirod. vod. T. 1 „Ciornogolovca, 1977, 119—125.

Donazzola, R. şi colab. *Mercury contamination in sediments of Venice's Gulf.* „IV-es journées étud. pollut. mar. Méditerr. Antalaya, 1978, Monaco, 1979.

Doniţă, N. et al., *Ecologie forestieră,* Editura Ceres, Bucureşti, 1977.

Dublin, N. P., Lotka, A. J., *Length of life: A study of the Life table.* Ronald Press, New York, 1935.

Dutot, A., Faucherre, J., *Le plomb et le zinc des anneaux de croissance des Conifères en tant que traceurs chronologiques de la pollution atmosphérique.* „C. r. Acad. Sci.", 1979, nr. 17, 1283—1286.

Eastman, J. T., De Vries, A. L., Coalson, R. E., Nordquist, R. E. Boyd, R. B., *Renal conservation of antifreeze peptide in Antarctic eelpout Rhigophila dearborni.* „Nature", 1979, *282,* nr. 5 735, 217—218.

Eberhardt, L. L., *Applied systems ecology: models, data, and statistical methods.* „Simulat. Counc. Proc. Ser.", 1975, *5,* nr. 1, 43—55.

Ebert, Charles H. V., *El — Niño — an unwanted visitor.* „Sea Front", 1978. *24,* nr. 6, 347—351.

Ekdahl, C. A. şi Keeling, Ch. D., *Quantitative Deductions from the Records at Mauna Loa Observatory and at the South Pole.* în „Carbon and the Biosphere", editori: G. Woodwell şi Erene Pecan, U. S. Atomic Energy Commission, 1973, pag. 51—85.

Elliott, M. J., *„Some methods for the Statistical Analysis of samples of Benthic Invertebrates".* Freshwater Biological Association Scientific Publication, nr. 25, 1977.

Elton, Ch. S., *Periodic fluctuations in the numbers of animals: their causes and effects.* J. of Exper. Biol., 2, 119—163, 1924.

Elton, Ch. S., *The Ecology of Invasions by animals and plants.* London, 1958 (Ed. rusă, Moscova, 1960).

Elsokkary, L. H., *Distribution and nature of heavy metals in some marine sediments of the Mediterranean Sea Coast, East of Alexandria, Egypt.* „IV-es journées étud. pollut. mar. Méditerr. Antalaya", 1978, Monaco, 1979, 183—185.

Ernst, W., *Pestizide im Meerwasser — Aspekte der Speicherung, Ausscheidung und Umwandlung in marinen Organismen.* „Schriftenr. Ver. Wasser-Boden- und Lufthyg.", 1975, nr. 46, 81—92.

Erohin, V. E., *Ecologhiceskoe znacenie fenolnîh soedinenij dlia litoralnîh organizmov.* „2-ia Vses. conf. po biol. şelfa, Sevastopol, 1978, Tez. docl. C 2", Kiev, 1978, 43—44.

Evans, G. C., *A sack of uncut diamonds: the study of ecosystems and future resources of mankind.* The Journal of Animal Ecology, vol. 45, nr. 1 (1976), 1—39.

Farvar, M. Taghi, Ahmed Wasif, *Disruption of aquatic and terrestrial ecosystems by pesticides in developing countries.* „Implic. pesticide use trop. freshwater and terr. ecosyst. Inform. workshop Meet. Cent. overseas pest res., 1975", London, 1976, 2—3.

Fedorov, V. D., *Konţepţia ustoicivosti ecologhiceskih sistem.* în „Vsestoronnii analiz okrujaiuşcei prirodnoi sredî". L. Hidrometeoizdat, 1975, 207—217.

Fedorov, V. D., Kafar-Zade, L., *Issledovanie reguliatornogo deistvia metabolitov (filtratov) vadoroslei na prirodnîi plancton.* „Celovek i biosfera" (Moskva), 1978, nr. 2, 172—198.

Finke Linde, R., Seeley, N. W. jr., *Nitrogen fixation (acetylene reduction) by Epiphytes of freshwater macrophytes.* „Appl. and Environ. Microbiol.", 1978, *36,* nr. 1, 129—138.

Fisher, R. A., Corbet, S. A., Williams, B. C., *The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population.* J. Anim. Ecol., 12, 42—58, 1943.

Fisher, A. R., Yates, F., *Statistical tables for biological, agricultural and medical research.* Oliver & Boyd, Edinburgh, 1963.

Flohn, H., *Man-induced changes in heat budget and possible effects on climate.* „Phys. and chem. Sci, Res, Rept.", 1977, nr. 2, 207—224.

Foehrenbach, Jack, *Eutrophication* „J. Water Pollut. «Contr. Fed.»", 1975, 47, nr. 6, 1538—1543.

Ford, E. B., *Mendelism and Evolution.* Methuen, London, 1931.

Formozov, A. N., *Zveri, ptiţi i ih vzaimosviazi so sredoi obitania.* Izd. „Nauka", Moskva, 1976.

Fowler, S. W. şi colab., *Heavy metals and chlorinated hydrocarbons in pelagic organisms from the open Mediterranean Sea.* „IV-es journées étud. pollut. mar. Méditerr. Antalaya, 1978, Monaco, 1979, 155—158.

Furnică, Gh. şi colab. — International studies on the Radio-ecology of the Danube River I.A.E.A. — TECDOC — 229, 127—156, 1980.

Gaffney, P. M., *Roots of the niche concept.* „Amer. Natur.", 1975, nr. 968, 109.

Galapagos '79: Initial findings of a deep-sea biological quest. „Oceanus", 1979, *22,* nr. 2, 2—10.

Gall, Ia. M., *K diskussii o zakone Gauze.* „Voprosî razv. evolutionnoi teorii v XX veke", L., Nauka, 1979, 50—60.

Gamow, R. J. şi Harris, J. F., *The infrared Receptors of Snakes.* Scient. Amer., mai 1973, 94—100.

Gaponenko, V. I., *Osobennosti krugovorota fosfora pri mineralnom udobrenii prudov.* Tr. bos. sm. na oz. Naro nr. 1, 1958, 163—192.

Garştea, L. Ia., Cekoi, V. N., *Allelopaticeskaia activnostj macrofitov vodoiomov Moldavii.* „Ecol.-floristic. osobennosti i hidrochim. rejim vodoiomov Moldavii", 1978, 84—90.

Gaston, A. J., *Brood parasitism by the Pied crested Cuckoo Clamator jacobinus.* The Journ. of anim, ecology, 1976, 45, nr. 2, 331—348.

Gavrişova, N. A., Eniki, I. G., Ivanov, A. I., *„Antropoghen. evtrofirovanie prirod. vod.* Tez. dokl. na 2-om Vses. soveşc., Zvenigorod, 1977, t. 2", Ciornogolovka, 1977, 175—180.

Gause, G. F., *Experimental studies on the struggle for existence I.* Journ. Exp. Biol., vol. IX, 389, 1932.

Gillet, Hubert, *La végétation du parc national de Zakouma (Tchad) et ses rapports avec les grands mammifères.* La Terre et la Vie, 1969, nr. 5, 373—436.

Ginsburger-Vogel, Thomas, *Température et différenciation sexuelle chez les crustacés.* Bulletin de la Société Zoologique de France, t. 100, nr. 1, 1975, 95—115.

Giurgiu, V., *Conservarea pădurilor.* Editura Ceres, Bucureşti, 1978.

Gleason, H. A., *The individualistic concept of the plant association.* Bull. Torrey Bot. Club, 53, 7—26, 1926.

Gleason, H. A., *Delving into the history of American ecology.* Bull. Ecol. Soc. Am., 56 (4), 7—10, 1975.

Glooschenko, Valanne, Holdrinet Micheline, Lott John N. A., Frank, Richard., *Bioconcentration of chlordane by the green alga Scenedesmus quadricauda.* „Bull. Environ. Contam. and Toxicol.", 21, nr. 4—5, 515—520.

Gochlerner, Galina B., *Free oxygen and evolutionary progress.* „J. Theor. Biol.", 75, nr. 4, 467—486.

Goodland, R., *Panamanan development and the global environment.* „Oikos", 1977, 29, nr. 2, 195—208.

Golterman, L. H., *Physiological limnology.* Elsevier, Oxford, 1975.

Granéli, Wilhelm, *The influence of Chironomus plumosus larvae on the exchange of dissolved substances between sediment and water.* „Hydrobiologia", 1979, *66*, nr. 2, 149—159.

Grant, Verne, *Kinselection : a critique.* „Biol. Zbl.", 1978, *97*, nr. 4, 385—392.

Green, R. H., *Measurement of non-randomness in spatial distributions.* Researches Popul. Ecol. Kyoto Univ. (1), 8, 1—7, 1966.

Grinţescu, I. *Botanica generală,* Cluj, 1932.

Grodzinski, W., Klekowski, Z. R., Duncan, A. *Methods for Ecological Bioenergetics.* IBP, nr. 24, Blackwell, Oxford-Edinburgh, 1975.

Grümmer, G., *Vzaimnoe vlianie vîsşih rastenij,* Moskva 1957.

Gurevici, F. A., *Roli fitonţidov vodnîh i pribrejnîh rastenij vo vnutrennih vodoiomah.* „Biol. issled. v vuzah Krasnoiarskogo kraia", Krasnoiarsk, 1977, 50—51.

Gurevici, F. A., *Rolj fitonţidov vo vnutrennih vodoiomah.* „Vod. resursî", 1978, nr. 3, 133—142.

Guthrie, Rufus K., Davis, Ernst M., Cherry, Donald S., Murray, H. Edward., *Biomagnification of heavy metals by organisms in a marine Microcosm.* „Bull. Environ. Contam. and Toxicol.", 1979, *21*, nr. 1—2, 53—61.

Hahina, L. N., *Simbioghenez kak problema evoluţionnoi teorii.* „Vopr. razv. evoluţionnoi teorii v XX veke", L., Nauka, 1979, 40—49.

Haldane, J. B. S., *The cost of natural selection.* J. Genet., 55, 511—524, 1957.

Halfon, E., *Theoretical Systems Ecology.* Acad. Press Inc., London—New York, 1979.

Hamilton, A., *On estimating annual production.* Limnol. Oceanogr., 14, 781—782, 1969.

Hamilton, W. D., *Extraordinary sex ratios.* Science, 156, 477—488, 1967.

Handel Steven N., *The competitive relationship of three woodland sedges and its rearing on the evolution of antdispersal of Carex pedunculata.* „Evolution" (U.S.A.), 1978, *32*, nr. 1, 151—163.

Harborne, J. R., *Introduction to Ecological Biochemistry.* Academic Press, New York, 1977.

Harding, L. W., Phillips, J. H., *Polychlorinated biphenyl (PCB) effects on marine phytoplankton photosynthesis and cell division.* „Mar. Biol.", 1978, *49*, nr. 2, 93—101.

Harrison, W. G., Davies, J. M., *Nitrogen cycling in a marine planktonic food chain : nitrogen fluxes through the principal components and the effects of adding copper.* „Mar. Biol.", 1977, 43, nr. 4, 299—306.

Hawkes, A. N., *Determinants in freshwater ecosystems and Man-modifiable factors inducing change in Hydrobiocenoses* în „Principles and methods for

determining ecological criteria on hydrobiocenoses. Pergamon Press, London — New York, 1976.

Hearon, J. Z., *Theorems on linear systems.* Ann. N. Y. Acad. Sci., 108, 36—68, 1963.

Hein, Michel K., Koppen, John D., *Effects of thermally elevated discharges on the structure and composition of estuarine periphyton diatom assemblages.* „Estuarine and Coast Mar. Sci.", 1979, 9, nr. 4, 385—401.

Henry, Claude, *Le concept de niche écologique illustré par le cas de populations congénériques sympatriques du genre Acrocephalus.* „Terre et Vie", 1979, 33, nr. 3, 457—492.

Herrera, R. et al., *How Human Activities Disturb the Nutrient Cycles of a Tropical Rainforest in Amazonia.* „Ambio", vol. X, nr. 2—3, 1981, pag. 109—114.

Hillbricht-Ilkowska, A., *Trophic relations and energy flow in plankton.* Pol. Ecology Studies, Suppl. 3 (1), 1—98, 1977.

Hirota, Reiichiro, Fujiki, Motoo, Tajima, Shizuko, *Mercury contents of zooplankton collected in the tropical Pacific Ocean.* „Nippon Suisan gakkaishi, Bull. jap. Soc. Sci. Fish.", 1979, *45*, nr. 11, 1449—1451.

Holbrook, S. H., *Burning an empire, the story of American forest fires.* MacMillan, New York, 1943.

Hölzinger, Jochen, *Der Einfluss von Sulfitzellstoff-Abwässern und Schwermetallen auf das Ökosystem des Öpfinger Donaustausees.* „J. Ornithol.", 118, nr. 4, 329—415.

Howard, L. D., Fiske, F. W., *The importation into the United States of the parasites of the gipsy-moth and the brown-tail moth.* U. S. Dept. Agri. Bur. Entomol., Bull. 91, 1911.

Howarth, Robert W., *Pyrite: its rapid formation in a salt marsh and its importance in ecosystem metabolism.* „Science", 1979, 203, nr. 4375, 49—51.

Huffaker, C. B., Messenger, S. B., *The concept and significance of natural control.* în „Biological Control of Insect Pests and Weeds" (ed. P. De Bach). Chapman Hall, London, 1964.

Huntsman, Susan, A., Barber, Richard T., *Modification of phytoplankton growth by excreted compounds in low-density populations.* „J. Physiol.", 1975, 11, nr. 1, 10—13.

Hutcheson, K., *A Test for Comparing Diversities based on the Shannon formula.* J. Theor. Biol., 29, 151154, 1970.

Hutchinson, G. E., *A treatise of limnology.* Acad. Press, London, 1957.

Huxley, Julian, *La protection de la grande faune et des habitats naturels en Afrique Centrale et Orientale.* Rapport sur une mission accomplie pour l'Unesco (juillet—sept. 1960), UNESCO, 1961, Paris, 130 pag.

Huynh-Ngoc, I., Fukaj, R., *Levels of trace metals in open Mediterranean surface waters.* „IV-es. journées étud. pollut. mar. Méditerr. Antalaya", 1978, Monaco, 1979, 171—175.

Iankiavicius, K. şi colab., *Vozdeistvie podogretîh vod na presnovodnuiu ekosistemu.* „Formir. rastiteln. pokrova pri optimiz. landşafta. Materialî 2-i Vses. şkolî, Kaunas, 1978", Vilnius, 1979, 59—62.

Iankiavicius, K. şi colab., *Osobennosti razvitia populiaţii planktonnîh organizmov pod vozdeistviem podogretîh vod Litovskoi GRES.* „Izuc. i osvoenie vodoiomov Pribaltiki i Belorussii. Tez. dokl. 20-i Nauc. konf. T. 2", Riga 1979, 67—69.

Idyll, C. P., *The Anchovy crisis.* Scient. American, iunie 1973, pag. 22—29.

Igareva, N. N., Morduhai-Boltovskoi, F. D., *Vlianie podogretîh vod Konakovskoi GRES na fitofilnuiu faunu rdestov Ivankovskogo vodohranilişcia.* „Ghidrobiol. j.", 1979, *15*, nr. 6, 40—45.

Ikeshoji Toshiaki, *Self-limiting economes in the populations of insects and some aquatic animals.* J. Pestic. Sci.", 1977, 2, nr. 1, 77—89.

Ionescu, A, Stancu, R., *Ecologia şi protecţia ecosistemelor.* Piteşti, 1980.

Ionescu, M. A., *Contribuţiuni la studiul faunei frunzarului de fag.* Bucureşti, Inst. de Arte grafice Marvan, 1932.

Iordănescu, V., Papadopol, N., Porumb, I., *Opinii privind viitorul pescuitului oceanic* în : Viitorul mărilor şi oceanelor". Edit. Acad. R.S.R., 1980, 81—93.

Ivakhnenko, G. A., Krotov, S. G., Visotsky, N. V., *Identification of the mathematical model of a Complex System by the Self Organization Method* în : Theoretical Systems ecology (Halfon. E., edit.), pag. 326—352. Acad. Press Inc., London—New York, 1979.

Ivanov, V. N., Egorov, V. N., Rojanskaia, L. I., *Obmen i nakoplenie ţinka vodorosliami.* „3-a Vses, soveşc. po mor. algol.-macrofitobentosu, Sevastopolj, 1979, Tez. dokl.", Kiev, 1979, 54—55.

Jernelöv, A., *Heavy metals in the marine environment.* „Discharge Sewage Sea Outfalls", Oxford e.a., 1975, 115—120.

Jezierska-Madziar, Maria, *Autekologia Chironomidae w litoralu podogrzewarych Jezior Koninskich.* „Pr. Komis. nauk rol. komis. nauk. les. PTPN", 1979, *47*, 103—122.

Jokinen, J., Häkkinen, A., *Norjan happosadekokous,* 1976, „Suomen Luonto", 1977, *36*, nr. 4—5, 259—263, 318.

Jolly, G. M., *Explicit Estimates from Capture-Recapture Data with both Death and Dilution* — Stochastic Model Biometrika, 52, 225—247, 1965.

Jordan, D. C., McNicol, Patricia, L., Marshall Margaret R., *Biological Nitrogen fixation in the terrestrial environment of a high arctic system (Truelove Lowland, Devon Island, N.W.T.).* „Can. J. Microbiol.", 1978, *24*, nr. 6, 643—649.

Jorgensen, S. E., Mejer, H., *A holistic approach to ecological modelling.* „Ecol. Modell.", 1979, 7, nr. 3, 169—189.

Jucovschi, P. M., *Botanica,* Editura de Stat pentru literatură ştiinţifică, Bucureşti, 1953.

Jüttner, F., Matuschek, T., *The release of low molecular weight compounds by the phytoplankton in an eutrophic lake.* „Water. Res.", 1978, *12*, nr. 4, 251—255.

Kamşilov, M. M., *Nooghenez.* Jurn. obşcei biol., 1970, tom 31, nr. 1.

Kamşilov, M. M., *Evoluţia biosferei.* Moscova, „Nauka", 1974, 254 pag.

Kamşilov, M. M., *Factorî evoliuţii biosferî Zemli.* „Vopr. filosofii", 1979, nr. 3, 128—137, 188.

Karataev, A. Iu., Tişcicov, G. M., *Vlianie podogretîh vod TES na rost Dreyssena polymorpha Pallas.* „Vestn. Belorus, un-ta.", 1979, 2, nr. 3, 39—43.

Kasza, Henryk, *Rainfall waters as a source of biogenous components for the reservoir at Goczalkowice.* „Acta hydrobiol.", 1979, *21*, nr. 3, 279—289.

Keating, K. J., *Blue-green algal inhibition of diatom growth : transition from mesotrophic to eutrophic community structure.* „Science", 1978, *199*, nr. 4332, 971—973.

Kester, D. R., Pytkowicz, R. M., *Natural and antropogenic changes in the global carbon dioxide system.* „Global Chem. Cycles and Alterations Man. Rept. Dahlem Workshop, Berlin, 1976", Berlin 1977, 99—120.

Kirpenko, Iu. A., Sirenko, L. A., Orlovskii, V. M., *„Toksinî sinezel. vodoroslei i organizm jivotnogo"* Kiev, 1977, 5—54.

Kirşenblat, Ia. D., *Telergone — substanţele chimice de influenţă a animalelor.* Moscova, „Nauka", 1968.

Kitchell, J. F., O'Neill, R. V., Webb, D., Gallepp, G. W., Bartell, S. M., Koonce, J. F., Ausmus, B. S., *Consumer regulation of nutrient cycling.* „Bio Science", 1979, *29*, nr. 1, 28—34.

Klekowski, R. Z., *Bioenergetic budgets and their application for estimation of production efficiency.* Pol. Arch. Hydrobiol., 17, 55—80, 1970.

Klöss, R., *Dinobryon stipitatum Stein, ein weiterer toxischer Vertreter aus der Ordnung der Chrysomonadales.* „Acta hydrochim. et hydrobiol.", 1978, 6, nr. 1, 35—44.

Koford, C. B., *The California Condor.* Dover Publications, New York, 1966.

Kojov, O. M., *Evtrofikaţia vodoiomov basseina Baikala.* V sb. „Biosfera i celovek", M., „Nauka", 1979, 263—265.

Konstantinov, A. S., *Obşciaia hidrobiologhia.* „Vîsşaia şkola", M., 1972.

Korciaghin, A. A., *Vlianie pojarov na lesnuiu rastitelnostj i vosstanovlenie eio posle pojarov na evropejskom severe.* „Gheobotanika", IX, 1954, 75—149.

Kormondy, E. J., *Readings in Ecology.* Prentice-Hall, Inc., 1965.

Korostîlev, M. V., *K voprosu ob izucenii simptomov ostrogo otravlenia chironomid nekotorîmi pestiţidami.* „Biol. produktivn. sîriev. resursî Balt. moria i ih raţ. ispolzov. Tez. dokl. konf. molod. ucionîh", Riga, 1979, 48—49.

Kostîlev, E. F., Petrov, S. A., *Vlianie DDT na nekotorîe pokazateli uglevodnogo obmena ciornomorskih midii.* „Promîsl. dvustvorciat. molliuskimidii i ih rolj v ekosistemah"., L., 1979, 65—67.

Kovda, V. A., *Biogheohimiceskie ţiklî v prirode i ih narušenie celovekom,* M., „Nauka", 1975, 75 pag.

Kremer, B. P., *CO_2-fixation by the endosymbiotic alga Platymonas convolutae within the turbellarian Convoluta roscoffensis,* „Mar. Biol", 1975, *31*, nr. 3, 219—226.

Krokhin, E. M., *Transport of nutrients by salmon migrating from the sea into lakes.* „Ecol. stud. Vol. 10", Berlin e.a., 1975, 153—156.

Krebs, C. J., *Ecology : the experimental analysis of distribution and abundance.* Harper and Row, New York, 1978.

Kuenzler, E. J., *Niche relations of three species of Lycosid spiders.* Ecology, 39, 494—500, 1958.

Kŭfel, Irena, *Seasonal changes of Pb, Cu, Mo and Co in above-ground parts of Phragmites australis Trin ex Steudel and Typha angustifolia L.* „Bull. Acad. pol. sci. Ser. sci. chim.", 1978, 26, nr. 11, 765—770.

Kullenberg, B. şi Bergström, G., *Chemical communication between living organisms.* „Endeavour", *34*, 59—66, 1975.

Kultiasov, M. V., *Botanica,* Sovetskaia nauka, Moscova, 1955.

Kureishy, T. W., George, M. D., Gupta Sen, R., *DDT concentration in zooplankton from the Arabian Sea.* „Indian J. Mar. Sci.", 1978, 7, nr. 1, 54—55.

Lack, D., *The natural regulation of animal numbers.* Oxford Univ. Press, New York, 1954.

Lake, P. S., *Accumulation of Cadmium in aquatic animals.* „Chem. Austral.", 1979, *46*, nr. 1, 26—29.

Lake, P. S., Swain, R., Mills, B., *Lethal and sublethal effects of cadmium on freshwater crustaceans.* „Austral. Water Resour. Counc. Techn. Pap.", 1979, nr. 37, III—XVII.

Lamotte, M., *La niche écologique, des concepts théoriques aux utilisations pratiques.* „Terre et vie", 1979, *33*, nr. 3, 509—520.

Land, J. V. G., *„Naucin. osnovî kacestva poverhnost. vod po ghidrobiol. pokazateliam"* L., 1977, 33—42.

Lapo, A. V., *Roli jivogo veşcestva v biosfere (gheologhiceskii i gheohimiceskie aspecti).* „Paleontol. i evoluţia biosferî. Tez. docl. 25-i sessii Vses. paleontol. o-va., L., 1979, 28—30.

Larmuth, J., *Temperatures beneath stones used as daytime retreats by desert animals.* „J. Arid. Environ.", 1978, 1, nr. 1, 35—40.

Lasserre, P. *Coastal lagoons.* Nature and resources, vol. XV, nr. 4, 1979, 2—21.

Lassiter, R. R., Hayne, W. D., *A finite difference Model for simulation of dynamic processes in Ecosystems.* în „Systems Analysis and Simulation in Ecology" (Patten, C. B. ed.), pag. 368—400. Acad. Press Inc., London—New York, 1971.

Lee, Richard F., Nevenzel, Judd C., *Wax esters in the marine environment: Origin and composition of the wax from Bute Inlet, British Columbia.* „J. Fish. Res. Board Can.", 1979, *36*, nr. 12, 1519—1523.

Lerman, A., Bernhard, M. et al., *Fossil fuel burning: its effects on the biosphere and biogeochemical cycles, group report.* „Global Chem. Cycles and Alterations Man. Rept. Dahlem Workshop, Berlin, 1976". Berlin, 1977, 275—289.

Leslie, P. II., *The intrinsec rate of increase and the overlap of successive generations of guillemots* (Uria Salge Pont.), J. Anim. Ecol., 35, 291—301, 1966.

Lévéque, C., Oclei, M., Pugh, Thomas M., *The Oncocerciasis Control Programme and the monitoring of its effects on the riverine biology of the Volta River Basin.* în „Ecological Effects of Pesticides". Acad. Press, 1977, pag. 133—143.

Levieux, J., *A propos de la „Niche écologique".* „Ann. Univ. Abidjan", 1975, E 8, 7—13.

Lewis, R. E., *Network Models in Population Biology.* Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, 1977.

Lewontin, R. C., *Selection for colonizing ability* în „The Genetics of Colonizing Species" (Baker, G. H., Stebbins G. L., ed.), 77—94. Academic Press, New York, 1965.

Li, B. D., Titlianov, E. A., *Adaptaţia benticeskih rastenii k svetu. III. Soderjanie fotosinteticeskih pigmentov v morskih makrofitah iz razlicinîh po osveşcionnosti mest obitania.* „Biol. moria" (Vladivostok), 1978, nr. 2, 47—55.

Lieth, H., *Primary productivity in ecosystems: comparative analysis of global patterns.* în „Unifying concepts in Ecology" Dr. W. Junk, B. V. Publishers, The Hague, 1975, 67—88.

Lindeman, R., *The trophic-dynamic aspect of ecology.* Ecology, 23, 399—418, 1942.

Lloyd, James, *Aggressive mimikry in Photuris fireflies: signal repertoires by femmes fatales.* „Science", 1975, 187, nr. 4175, 452—453.

Lloyd, M., Zar, J. H., Karr, J. R., *On the Calculation of Information. Theoretical Measures of Diversity.* Am. Midl, Nat., 79, 257—272, 1972.

Lukowski, Aleks, *DDT and its metabolites in antarctic krill (Euphausia superba Dana) from South Atlantic.* „Pol. arch. hydrobiol.", 1978, *25,* nr. 3, 663—668.

Lynch, M., *Fitness and optical body size in zooplankton populations.* „Ecology", 1977, *58,* nr. 4, 763—774.

Lynch, Michael, *Predation, competition and zooplankton community structure. An experimental study.* „Limnol. and Oceanogr.", 1979, *24,* nr. 2, 253—272.

MacFadyen, A., *Animal ecology.* London, Pitman, 1963.

MacFadyen, A., *Methods of investigation of productivity of invertebrates in terrestrial ecosystems.* în „Secondary productivity of terrestrial ecosystems", vol. 2, 382—412, Varşovia — Cracovia, 1967.

Machta, L., *Prediction of CO_2 in atmosphere.* în „Carbon and the Biosphere", editori : G. Woodwell şi Erene Pecan, U. S. Atomic Energy Commission, 1973, pag. 21—31.

Mackenzie, F. T., Staffyn, M., Wollast, R., *Aluminum in seawater : control by biological activity.* „Science", 1978, *199,* nr. 4329, 680—682.

Majori, L., Nedoclan, G., Modonutti, G. B., Daris, F., *Methodological researches on the phenomenon of metal accumulation in the Mytilus galloprovincialis and on the possibility of using biological indicators as test-organisms of marine metal pollution.* „Rev. int. oceanogr., méd.", 1978, *49,* nr. 3, 81—87.

Majori, L. şi colab., *Levels of metal pollutants in sediments and biota of the Gulf of Trieste : a long term survey.* „IV-es journés étud. pollut. mar. Méditerr. Anatalaya, 1978, Monaco, 1979.

Mani, M. S., *Ecology and biogeography of high altitude Insects.* Junk, Hague, 1968.

Manly, B. F. J., *A simulation study of animal population estimation using the capture-recapture method.* J. Appl. Ecol., 7, 13—39, 1970.

Margalef, R., *Diversity, stability and maturity in natural ecosystems.* în : Unifying concepts in ecology. Dr. W. Junk, B. V. Publishers, The Hague (1975), 151—160.

Marletta, Giuliano, Pertoldi, Gabrielli, Favretto, Luciano, *Pollution of mussels by particulate lead from sea water.* „Z. Lebensmittel-Untersuchung und Forsch.", 1979, 168, nr. 3, 181—184.

Marshall, J. S., *Cadmium toxicity of laboratory and field populations of Daphnia galeata mandotae.* „Bull. Environ. Contam. and Toxicol.", 1979, *21,* nr. 4—5, 453—457.

Martoja, Roger, Martoja, Micheline, *L'antagonisme selenium—mercure.* „Actual. biochim. mar., vol. 2. Coll. groupem. avanc. biochim. mar., La Rochelle, 1978", Paris, 1980, 149—184.

Mauersberger, Gottfried, *Über das ökologische Wirkungsgefüge der Art und die Begriffe Nische und Ökon.* „Mitt. Zool. Mus. Berlin", 1978, *54,* Supplementh., 57—104.

McCall, John G., Grigal, David F., *Forest fire : effects on phosphorus movement to lakes.* „Science", 1975, 188, nr. 4193, 1109—1111.

McElhone, M. J., *A comparison of the gut contents of two co-existing lake-dwelling Naididae (Oligochaete), Nais pseudobtusa and Chaetogaster diastrophus.* „Freshwater Biol.", 1979, 9, nr. 3, 199—204.

McNaughton, S. J., *Diversitiy and stability of ecological communities: a comment on the role of empiricism in ecology.* „Amer. Natur.", 1977, 111, nr. 979, 515—525.

Meadows, Donella H., et al., *The Limits to Growth.* The New American Library, Inc. New York, 1972, pag. 207.

Meijden, E. van der., *Senecio and Tyria (Callimorpha) in a Dutch dune area. A study on an interaction between a monophagous consumer and its host plant.* în „Dynamics of Populations. Proc. Adv. Study Inst. Dynamics Numbers Popul. (Oosterbeek, 1970), Wageningen (1971), 390—404.

Mellors, Wiliam K., *Selective predation of ephippial Daphnia and the resistance of ephippial eggs to digestion.* „Ecology", 56, nr. 4, 1975, 974—980.

Merejko, A. I., Şokodjko, T. I., *Osobennosti pogloşcenia DDT vissimi vodnîmi rosteniami.* „Ghidrobiol. j.", 1978, 14, nr. 3, 84—91.

Merejko, A. I., Şokodjko, T. I., Smirnova, N. N., Donţov, M. B., *Reacţia cornej Phragmites communis Trin. na vozdeistvie DDT; GHŢT.* „Ghidrobiol. j.", 1978, *14*, nr. 4, 114—115.

Mertz, D. B., *Notes on methods used in life history studies.* în „Readings in Ecology and Ecological Genetics" (Connell, H. J., Mertz, D. B., Murdoch, W. W. edit.), Harper and Row, New York, 1970.

Mesarovic, M. D., *A mathematical theory of general systems* în „Trends in General Systems Theory" (Klir, G. J. ed.), pag. 251—269, Wiley, New York, 1972.

Mooney, Michael J., *Tsunami Warning System* în „Oceanography. Contemporary readings in Ocean Sciences. Edit. by R. G. Pirie. Oxford Univ. Press, 1977, 98—102.

Möbius, K., *An oyster-bank is a biocönose, or a social community.* Die Auster und die Austerwirtschaft, Berlin, Wiegundt, Hempel und Parey, 1877.

Moore, R., *Is Acanthaster planci an r-strategist?* „Nature", 1978, 271, nr. 5640, 56—57.

Moran, P. A. P., *Haldane's dilemma and the rate of evolution.* Ann. Human Genet., 33, 245—249, 1970.

Morduhai-Boltovskoi, F. D., *Problema vliania teplovîh i atomnîh electrostanţij na ghidrobiologhiceskij rejim vodoiomov.* în „Ecologhia organizmov vodohranilişcohladitelej". Edit. „Nauka", Leningrad, 1975, 7—68.

Morduhai-Boltovskoi, F. D., *Issledovania Instituta biologhii vnutrennih vod AN SSSR po vlianiu teploelectrostanţij na biologhiu vodoiomov.* în „Vodnîe resursî", nr. 6, 1975, 88—105, Moskva.

Morisita, M., *Composition of the I_g — index.* Researches Popul. Ecol., Kyoto Univ., 13, 1—27, 1971.

Morisita, M., *Measuring the dispersion of individuals and analysis of the distributional patterns.* Men. Fac. Sci. Kyushu Univ. Ser. E. Biol. 2, 215—235, 1959.

Morris, R. F., *The Dynamics of Epidemic Spruce Budworm Populations.* Mem. Entomol. Soc. Can., 31, 1963.

Müller, C. H., şi Chou, C. N., *Phytotoxins: an ecological phase of phytochemistry.* în: Harborne, J. B. (ed.). „Phytochemical Ecology", pag. 201—206. Academic Press, London, 1972.

Müller, G., *Productivitatea mărilor şi elemente de prognoză privind evoluţia exploatării resurselor lor alimentare necultivate.* în: „Viitorul mărilor şi oceanelor". Edit. Acad. R.S.R., 1980, 125—147.

Nakayama, Kane, *Unele aspecte ale coevoluţiei plantelor şi animalelor.* „Biol. Sci.", (Tokyo), 1979, *31*, nr. 3, 146—157.

Neacşu, P., *Habitatul şi nişa ecologică.* Studii şi comunicări V, 1980, 82—89. Muzeul Piteşti.

Nesterova, D. A., *Osobennosti razvitia fitoplanktona severo-zapadnoi ciasti Ciornogo Moria v usloviah antropoghennogo vozdeistvia.* „2-ia Vses. konf. po biol. şelfa. Sevastopol, 1978, Tez. docl. Ci. I", Kiev, 1978, 73—74.

Newell, C. R., *Adaptation to environment.* Butterworths, London, 1976.

Nguyen, Ba. C., Gaudry, A., Bonsang, B., Nadand P., Lambert, G., *Rôle de l'activité biologique marine dans le cycle atmosphérique du soufre.* „Rapp. et proc. verb. réun. Commis. int. explor. sci. Mer mediterr., Monaco, 1979, 25—26, nr. 6, 43—44.

Nicholson, A. J., *The balance of animal populations.* J. Anim. Ecol., 2, 132—178, 1933.

Nikolskij, G. V., *Ciastnaia ihtiologhia* „Sovetskaia nauka", Moscova, p. 436.

Ninnemann, Helga, *Blue Light Photoreceptors.* „Bioscience", March 1980, vol. 30, nr. 3, 166—176.

Nisbet, R. M., Gurney, W. S. C., Pettipher, M. A., *Environmetal fluctuations and the theory of the ecological niche.* „J. Theor. Biol.", 1978, 75, nr. 2, 223—237.

Nishijima, L., Shiozaki, R., Hata, Y., *Production of vitamin B_{12}, thiamine and biotin by freshwater phytoplankton.* „Nippon suisan gakkaishi, Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.", 1979, 45, nr. 2, 199—204.

Niţenko, A. A., *Izmenenie estestvennoi rastitelnosti leningradskoj oblasti pod vozdejstviem celoveca.* Izd. Leningr. universiteta, 1961.

Nölldobler, B., *Communication between Ants and their Guests.* Sc. Amer., martie 1971, vol. 224, nr. 3, pag. 86—93.

Oden Belle, W. B. J., *The freshwater littoral meiofauna in a South Carolina reservoir receiving thermal effluents.* „Freshwater Biol.", 1979, 9, nr. 4, 291—304.

Odum, E. P., *Fundamentals of Ecology.* W. B. Saunder's Company, Philladelphia, Toronto, 1971.

Odum, E. P., *Diversity as a function of energy flow.* în : Unifying concepts in ecology. Dr. W. Junk, B. V. Publishers, The Hague, (1975), pag. 11—14.

Odum, H. T., *Trophic structure and productivity of Silver Springs, Florida.* „Ecological Monographs", 27, 55—112, 1957.

Odum, H. T., Odum, Elisabeth C., *Energy Basis for Man and Nature.* McGraw-Hill, New York, 1976.

Oliver, P. G., *Adaptations of some deep-sea suspension-feeding bivalves (Limopsis and Bathyarca).* „Sarsia", 1979, 64, nr. 1—2, 33—36.

Orians, G. H., *Diversity, stability and maturity in natural ecosistems.* în : Unifying concepts in ecology. Dr. W. Junk, B. V. Publishers, The Hague, 1975, pag. 139—150.

Ottaway, J. H., *The Biochemistry of Pollution.* Edward Arnold (Publishers), London, 1980.

Paerl, Hans W., *Optimization of carbon dioxide and nitrogen fixation by the blue-green alga Anabaena in freshwater blooms.* „Oecologia", 1979, 38, nr. 3, 275—290.

Patten, C. B., *Systems Analysis and Simulation in Ecology.* Acad. Press, Inc., London—New York, 1971.

Patten, B. C., *Ecosystem linearization : An evolutionary design problem.* Am. Nat., 109, 529—539, 1975.

Patten, B. C., *Ecosystem as a coevolutionary unit : a theme for teaching systems ecology.* „Simulat. Counc. Proc. Ser.", 1975, 5, nr. 1, 1—8.

Patten, C. B., Finn, T. J., *Systems approach to Continental Shelf Ecosystems.* în : „Theoretical Systems Ecology" (Halfon, E. ed.), pag. 184—210. Acad. Press, Inc., London — New York, 1979.

Pavičič, Jasenka, *Combined cadmium-zinc toxicity on embryonic development of Mytilus galloprovincialis Lam. (Mollusca, Mytilidae).* „III-es Journées étud. pollut. mar., Split, 1976. Prot. littoral méditer.", Monaco, 1977, 79—80.

Perelman, A. I., *Gheohimia landşafta i problema evoliuţii nervnoi sistemî.* „Vestn. MGU, Gheogr.", 1979, nr. 2, 2—20.

Pérès, J. M., *Pollution thermique des milieux marins côtiers.* „III-es Journées étud. pollut. mar., Split, 1976, Prot. littoral méditer.", Monaco, 1977, 109—115.

Perkow, Werner, *Die Insektizide. Chemie, Wirkungsweise und Toxizität.* Dr. Alfred Hüthig Verlag, Heidelberg, 1968.

Pesando, D. şi Aubert, M., *Effets des pollutions chimiques vis-à-vis de télémédiateurs intervenants dans l'écologie microbiologique et planctonique en milieu marin.* 3e partie. „Rev. int. océanogr. méd.", 1975, 39—40, pag. 109—116.

Peşehodîko, V. M., Titlianov, E. A., *Prijiznennoe vîdelenie organiceskih veşcestv morskimi macrofitami v normalnîh i extremalnîh usloviah.* „Vzaimodeistvie mejdu vodoi i jiv. veşcestvom." Tr. Mejdunar. simpoz., Odessa, 1975, t.2. Moskva, 1979, 70—75.

Péterfi, Şt., Toniuc, N., Boşcaiu, N., *Cinci decenii de activitate pentru ocrotirea naturii.* „Ocrotirea Naturii şi a Mediului înconjurător", tom 22 nr. 1, 1978, 7—12.

Petrusewicz, K., *Concepts in studies on the secondary productivity of terrestrial ecosystems. în „Secondary productivity of terrestrial ecosystems"* (Petrusewicz ed.) pag. 17—49, PWN, Warszawa, 1967.

Peusner, G., *Concepts in bioenergetics.* Prentice Hall, New Jersey, 1974.

Pherson, David A., Beattie, Andrew J., *Fungal loads of invertebrates in beech leaf litter.* „Rev. écol. et biol. sol", 1979, *16*, nr. 3, 325—335.

Phillipson, J., Watson, J., *Respiratory metabolism of the terrestrial izopod Oniscus asellus L.* „Oikos", 16, 78—87, 1965.

Phipps, D. A., *Metals and metabolism.* Clarendon Press, Oxford, 1978.

Pianka, E. R., *On r- and k-selection.* „Reading Sociobiol.", Reading — San Francisco, 1978, 45—51.

Pianka, R. E., *Evolutionary Ecology.* Harper and Row, London — New York, 1978.

Pielou, E. C., *An Introduction to Mathematical Ecology.* John Wiley and Sons, New York, 1969.

Pimm, Stuart L., *Complexity and stability : another look at MacArthur's original hypothesis.* „Oikos", 1979, *33*, nr. 3, 351—357.

Polloni, Pamela, Haedrich, Richard, Rowe, Gilbert, Ceifford, Hovey. *The size-depth relationship in deep ocean animals.* „Int. Rev. ges. Hydrobiol.", 1979, 64, nr. 1, 39—46.

Pode, W. R., *An Introduction to Quantitative Ecology* McGraw-Hill Book Company, New York — London — Toronto — Sydney, 1974.

Porter Karen Claus, *The plant-animal interface in freshwater ecosystems.* „Am. Sci.", 1977, 65, nr. 2, 159—170.

Puia, I. şi colab., *Elemente de agroecologie.* Atelierele de material didactic, Cluj-Napoca, 1978.

Puşcariu, Val., *Emil Racoviţă şi ocrotirea naturii.* „Ocrotirea naturii", nr. 5, 1960, 11—31.

Puşcariu, Val., *25 de ani de activitate a Comisiei monumentelor naturii sub auspiciile Academiei R. S. România.* „Ocrotirea Naturii şi a Mediului Înconjurător", tom 19, 1975, 93—104.

Puşcariu, Val., *Însemnătatea primului congres al naturaliştilor din România (aprilie 1928) pentru ocrotirea naturii.* „Ocrotirea naturii", 22, 1, 1978, 21—24.

Racoviţă, E. G., *Evoluţia şi problemele ei.* Editura „Ardealul", Cluj, 192[illegible].

Rafes, P. M., *Vzaimodeistvia mejdu populiaţiami v bioţenozah.* „Dokl. MOIP. I-e polugodie, 1977, Zool. i botan. Sekţ. zool., biogheoţenol., ghidrobiol. i ihtiol., biol. osnov jivotnovod., botan., Riazan. otd.", M., 1979, 18—20.

Rafes, P. M., *Rol i znacenie rastitelnoiadnîh nasekomîh v lesu.* Nauka, Moscova, 1968.

Ramade, F., *La pollution des océans par les composés organohalogénés.* „Pollut. eaux mar.", Paris, 1976, 51—66.

Ramade François, *Écotoxicologie.* Collection d'Écologie 9, Masson, 1977.

Reiniger, P., *Concentration of cadmium in aquatic plants and algal mass in flooded rice culture.* „Environ. Pollut.", 1974, 14, nr. 4, 297—301.

Rex, M. A., *r- and k-selection in a deep-sea gastropod.* „Sarsia", 1979, 64, nr. 1—2, 29—32.

Rice, E. L., *„Allelopathy"*, 353 pag. Academic Press, New York, 1974.

Ricklefs, E. R., *Ecology.* Chiron Press, Portland, 1974.

Ricou, Germaine, *L'action du feu controlé en prairies permanentes. Conséquences sur les biocoenoses animales.* „Ann. zool. Ecol. anim.", 1976 (1977), 8, nr. 4, 559—577.

Riemann, Bo., *The occurence and ecological importance of dissolved ATP in fresh water.* „Freshwater Biol.", 1979, 9, nr. 5, 481—490.

Robson, T. O. şi Barrett, P. R. F., *Review of effects of aquatic herbicides.* în : „Ecologic effects of pesticides". Acad. Press, 1977, pag. 111—118.

Rodina, A. T., Troşin, A. S., *Putj fosfora vnosimogo v prudovuiu vodu s rastitelnîm udobreniem.* D. ANSSSR, T. 98, nr. 4, 665—668, 1954.

Rohde, Klaus, *Latitudinal gradients in species diversity and their causes. I. A review of the hypotheses explaining the gradients.* „Biol. Zbl.", 1978, 97, nr. 4, 393—403.

Rothschild, M., *Secondary plant substances and warning coloration in insects.* în : van Emden, H. (ed.) „Insect-Plant Interaction", pag. 59—83, Oxford-University Press. 1973.

Romanenko, E. V., Tomilin, A. G., Artemenko, B. A., *K voprosu o zvukoobrazovanii i napravlennosti zvukov u delfinov.* în : „Biofizika", Izd. Nauka, M., 1965, 269—273.

Rubţov, J. A., *Moşki (fam. Simuliidae).* Fauna U.R.S.S., vol. VI, fasc 6, Editura Acad. de Ştiinţe, Moscova, 1956, 860 pag.

Ruffié, J., *De la Biologie à la Culture.* Flammarion, 1977.

Sacchi, C. F., Testard, P., *Écologie animale.* Doin éditeurs, Paris, 1971, 480 pag.

Sackmaufrová, M., Palušova, O., Szokolay, A., *Contribution to the study of drinking water, Danube water and biocenose contamination with chlorinated insecticides.* „Water Res.", 1977, nr. 7, 551—556.

Sanders, H. L., *Evolutionary ecology and life-history patterns in the deep sea.* „Sarsia", 1978, *64*, nr. 1—2, 1—7.

Schiff, A. L., *Fire and water: scientific heresy in the Forest Service.* Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, 1962.

Schneippenheim, R., Theede, H., Heymann, E., *Isolierung und Charakterisierung neuer eisbildungs-hemmender Proteine.* „Verh. Dtsch. Zool. Ges. 71. Jahresversamml., Konstanz, 1978", Stuttgart — New York, 1978, 205.

Schwerdfeger, F., *Über die Ursachen des Massenwechsels der Insekten.* Z. Angew. Entomol., 28, 254—303, 1941.

Scorkie, H. R. A., Cooke, A. S., *Effects of triazine herbicide cyanatrin on aquatic animals.* „Bull. Environ. Contam. and Toxicol., 1979, 22, nr. 1—2, 135—142. *Perils of genetic research.* „Search", 1979, 10, nr. 4, 101—102.

Service, M. W., *Some problems in the control of malaria* în „Ecological Effects of Pesticides". Acad. Press, 1977, pag. 151—164.

Sharp, Jonathan H., *Excretion of organic matter by marine phytoplankton: do healthy cells do it?* „Limnol. and Oceanogr.", 1977, *22*, nr. 3, 381—399.

Shiber, J. G., Shatila, T. A., *Lead, cadmium, copper, nickel and iron in limpets, mussels and snails from the coast of ras beirut, Lebanon.* „Mar. Environ. Res.", 1978, 1, nr. 2, 125—134.

Shulenberger, Eric, *Distributional pattern and niche separation among North Pacific hyperiid amphipods.* „Deep-sea Res.", 1979, *A 26*, nr. 3, 293—315.

Simionescu, V., *Ecologie Generală.* Universitatea Al. I. Cuza, Iași, 1980.

Simpson, E. H., *Measurement of Diversity.* Nature, 163, pag. 688, 1949.

Simpson, H. J., Broecker, W. S., Garrels, R. M. et al., *Man and the global nitrogen cycle,* group report. „Global Chem. Cycles and Alterations Man, Rept. Dahlem Workshop, Berlin, 1976", Berlin 1977, 253—274.

Skolka, H., Vasiliu, F., *Perspectivele utilizării resurselor vegetale ale Oceanului Planetar.* în : Viitorul mărilor și oceanelor. Edit. Acad. R.S.R., 1980, 67—80.

Smith, D. C., *From extracellular to intracellular: the establishment of a symbiosis.* „Proc. Roy Soc. London", 1979, *B 204*, nr. 1155, 115—130.

Smith, M. J., *Models in Ecology.* Cambridge University Press Cambridge — London — New York, 1974.

Smith, H. S., *The role of biotic factors in the determination of population densities.* J. Econ. Entomol., 28, 873—899, 1935.

Smith, R. L., *Ecology and Field Biology.* Harper & Row, Publishers, New York, 1974.

Smuts, G. L., *Interrelations between Predators, Prey and their Environment.* BioScience, vol. 28, nr. 5, mai 1978, 316—320.

Snedecor, G. W., Cochren, W. G., *Metode statistice aplicate în cercetările de agricultură și biologie.* Edit. Didact. și Pedag., București, 1968.

Sorokin, Iu. I., *„Krasnîj priliv" v zone Peruanskogo upvellinga.* „Docl. ANSSSR", 1979, *249*, nr. 1, 253—256.

Southwood, E. R. T., *Ecological Methods, with particular reference to the study of insect populations.* Chapman & Hall, London, 1971.

Squires, L. E., Rushforth, S. R., Brotherson, J. D. *Algal response to a thermal effluent; study of a power station on the Provo river, Utah, U.S.A.* „Hydrobiologia", 1979, 63, nr. 1, 17—32.

Spanner, D. C., *Introduction to thermodynamics.* Acad. Press, Inc., London — New York, 1964.

Steinlin, H., *Ökologische Probleme der Dritten Welt aus internationaler Sicht.* „Biol. unserer Zeit", 1977, nr. 5, 139—147.

Strasburger, E. et al., *Lehrbuch der Botanik.* VEB Gustav Fischer Verlag, Jena, 1962.

Stugren, B., *Ecologie generală.* Edit. Did. şi Pedag., Bucureşti, 1965.

Stugren, B., *Bazele ecologiei generale.* Edit. Ştiinţif. şi Enciclopedică, Bucureşti, 1982.

Stumm, W., *Introduction,* „Global Chem., Cycles and Alterations Man, Rept. Dahlem Workshop, Berlin, 1976", Berlin, 1977, 13—21.

Sutton, G. K., *Eutrophication of lakes and reservoirs. Phosphorus reduction programme for sewage disposal works.* „Eutrophic. Lakes and Reserv. Symp. Pap., 1976", London, s.a., H 1—H 9.

Svìrejev, Iu. M., Tarko, A. M., *O globalnom biogheohimiceskom ţikle ugleroda.* „Probl. ecol. monitoringa i modelir, ecosistem. T. I.", L., 1978, 107—120.

Şaralov, A. I., Dankşta, A. S. *Fixaţia molekuliarnogo azota v oziorah Latviiskoi SSR.* „Ghidrobiol. j.", 1978, *14,* nr. 6, 7—13.

Şarpe, N., Ciorlăuş, A., Vlăduţu, L., Ghinea L., *Erbicidele.* Edit. „Ceres", Bucureşti, 1975.

Şcerbanj, E. P., *Toxicinostj ionov nekotorîh tiajolîh metallov dlia Daphnia magna Straus v zavisimosti ot temperaturî.* „Ghidrobiol. j.", 1977, 13, nr. 4, 86—91.

Şerbănescu, O., Peşeanu, I., Mihnea, R., *Ions métalliques dans les eaux du Danube à l'embouchure et dans les eaux marines côtières* (littoral roumain de la Mer Noire). „IV-es Journées étud. pollut. mar. Méditerr. Antalaya, 1978", Monaco, 1979, 219—222.

Şokodjko, T. I., Merejko, A. I., Malinovskaia, M. V. „Ghidrobiol. j.", 1978, *14,* nr. 5, 86—89.

Şvarţ, S. S., *Evoluţia biosferî i ecologhiceskoe prognozirovanie.* (Dokl. na Iubilein. sessii ANSSSR, posviaşc. 250-letiu AN SSSR)., 1975, 24 pag.

Şvarţ, S. S., *Edinstvo biosferî* în cul. Celovek i sreda. Materialî I Uralsk. filos. citenii", Sverdlovsk, 1975, 3—8.

Şvarţ, S. S., Piastolova, O. A., *Vlianie exometabolitov na rost i razvitie presnovodnîh organizmov.* „Vzaimodeistvie mejdu vodoi i jivîm veşcestvom. Tr. mejdunar. simpoz. Odessa, 1975, T.2", M., 1979, 42—47.

Tait, V. R., *Elements of Marine Ecology.* BUTTERWORTHS, London-Boston, 1972.

Tambiev, A. H., *Letucie veşcestva, zapahi i ih biologhiceskoe znacenie.* Editura „Znanie", Moscova, 1974, 64 pag.

Taylor, L. R., *Aggregation, variance and the mean.* Nature, London, 189, 732—735, 1961.

Taylor, D. L., *Nutrition of algal-invertebrate symbiosis.* Effects of exogenous nitrogen sources on growth, photosynthesis and the rate of excretion by algal symbionts *in vivo and in vitro.* „Proc. Roy. Soc. London", 1978, 201, nr. 1145, 401—412.

Teal, J. M., *Community metabolism in a temperate cold spring.* „Ecol. Monogr.", 27, 283—302, 1957.

Thompson, W. R., *On natural control.* Parasitology, 21, 269—281, 1929.

Thornton, Kent W., *Systems thinking in applied ecological research.* „Cen. Syst. Yearb. Soc. Gen. Syst. Res. Vol. 20", Washington, 1975, 59—62.

Thron, C. D., *Structure and kinetic behavior of linear multicompartement systems.* Bull. Math. Biophys., 34, 277—291, 1972.

Timofeev-Resovski, N. V. şi Tiuriukanov, A. N., *Ob elementarnîh biochorologhiceskih podrazdeleniah biosferi.* Biull. MOIP, biol. 71, nr. 1, 123—132, 1966.

Titlianov, E. A., Zvalinskij, V. P., Deletkin, V. A., *Nekotorîe mehanismî adaptații zooxantell korallov k svetu.* „Docl. AN SSSR", 1978, 238, nr. 5, 1231—1234.

Tiuriukanov, A. H., *Biosfera i vitasfera zemli i biogheotenozi,* în cul. : „Biosfera i celovek", M. „Nauka", 1975, 33—40.

Trufaş, V., Trufaş, C., *Hidrochimie.* Univ. Bucureşti, Bucureşti, 1975.

Udvardy, M. D. F., *Notes on the Ecological concepts of Habitat, Biotope and Niche.* „Ecology.", v. *40,* New York, October 1959, 725—728.

Uvarov, B. P., *Insects and climate.* Trans. Entom. Soc., London 79, part. I, pag. 1—247, 1931.

Vaart, H. R. van der., *Some sign-posts for the education of system ecologists.* „Simulat. Counc. Proc. Ser.", 1975, *5,* nr. 1, 35—41.

Van Dyne, G. M., *Content, evolution, and educational impacts of a systems ecology course sequence.* „Simulat. Counc. Proc. Ser.", 1975, *5,* nr. 1, 9—23.

Van Raalte, Charlene D., *Nitrogen fixation in salt marshes — a built — in plant fertilizer.* „Oceanus", 1977, 20, nr. 3, 85—63.

Vasiliev, N. C., *Sistemnii podhod i metodologhiceskie problemi ecologhii.* „Metodol. ciastn. nauk", Irkutsk, 1979, 104—112.

Vassoevici, N. B., Ivanov, A. N., *O razlicinqm ponimanii biosferi.* „Paleontol. i evoluţia biosferei. Tez. docl. 25-i sessii Vses. paleontol. o-va, 1979". L., 1979". L., 1979, 7—8.

Vădineanu, A., Marinescu, C., *Aspecte ale bugetului energetic la Daphnia pulex* în „Producţia şi productivitatea ecosistemelor acvatice", pag. 154—162, Editura Acad. R.S.R., 1981.

Vădineanu, A., *Rolul unor populaţii de organisme acvatice în desfăşurarea fluxului de energie în ecosistemele acvatice din complexul Roşu-Puiu (Delta Dunării).* Teză de doctorat, Universitatea din Bucureşti, 1980.

Verighin, B. V., *Termiceskoe evtrofirovanie i ego mesto v sisteme antropoghennîh vlianii na vodoiomi.* „Antropoghen. evtrofirovanie prirod. vod., T. I.", Ciornogolovka, 1977, 13—17.

Verighin, B. V., *O iavlenii termiceskogo evtrofirovania vodoiomov.* „Ghidrobiol. j.", 1977, 13, nr. 5, 98—105.

Vernadski, V. I., *Himiceskoe stroenie biosferi Zemli i eio okrujenia.* M., „Nauka", 1965.

Vernadski, V. I., *Biosfera* Izd. „Mîsl", Moscova, 1967.

Victorov, G. A., *Troficeskaia i sinteticeskaia teorii dinamiki cislennosti nasekomîh.* Zool. J., 50, 361—372, 1971.

Vilček, František, *Vplyv vtákav na druhové zloženie perloočiek (Cladocera) v prichrade Zemplinska šírava.* „Biologia" (ČSSR), 1978, 33, nr. 8, 651—656.

Vinogradov, A. P., *Vozniknovenie biosferi.* în culegerea : „Vozniknovenie jizni na Zemle", Moscova, 1959.

Vollenweider, R. A., *Les bases scientifiques des l'eutrophisation des lacs et des eaux courantes sous l'aspect particulier du phosphore et de l'azote comme facteur d'eutrophisation.* „La technique de l'eau et de l'assainissement", nr. 292, 293, 294, 295, 1971.

Vollenweider, R. A., *Eutrophication control.* Nature and Resources, vol. XVI, nr. 3, July—September 1980, 9—14, UNESCO.

Volterra, V. şi D'Ancona, U., *Les associations biologiques, un point de vue mathématique.* Herman & Cie., Paris, 1935.

Wagle, R. F. şi Kitchen, J. H. jr., *Influence of fire on soil nutrients in a Ponderosa pine type.* Ecology, vol. 53, nr. 1, 1972, pag. 118—125.

Wagner, Richard H., *Environment and Man.* New York, 1971, 491 pag.

Wahlenberg, W. G., *Effect of fire and grazing on soil properties and the natural reproduction of long leaf pine.* J. Forest., 1935, *33*, 331—337.

Waide, J. B., Webster, J. R., *Engeneering systems analysis: Applicability to ecosystems.* In: „Systems Analysis and Simulation in Ecology" (Patten, B.C., ed.), vol. 4, pag. 329—371, Academic Press, New York, 1976.

Walter, H., *Die Vegetation der Erde.* Bd. I, 1962, VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.

Wangersky, P. J., Cunningham, M. J., *On time lags in equations of growth.* Proc. Nat. Acad. Sci., 42, 699—702, 1956.

Wasser, Nickolas M., Real, Leslie A., *Effective mutualism between sequentially flowering plant species.* „Nature", 1978, *281*, nr. 5733, 670—672.

Watson, T. F., *Influence of host plant condition on population increase of Tetranychus telarius (Acarina; Tetranychidae).* Hilgardia, 35 (II), 273—322, 1964.

Watt, K. E. F., *Ecology and Resource Management.* Mc Graw — Hill Book Company, New York, 1968.

Watson, A., Lovelock, J. E., Margulis, L., *Methanogenesis, fires and the regulation of atmospheric oxygen.* „Bio Systems", 1978, *10*, nr. 4, 293—298.

Webb, K. L., Wiebe, W. J., *The kinetics and possible significance of nitrate uptake by several algal-invertebrate symbioses.* „Mar. Biol.", 1978, *47*, nr. 1, 21—27.

Wentsel, R., Mc Intosh, A., Mc Cafferty, W. P., *Emergence of the midge Chironomus tentans wl. n exposed to heavy metal contaminated sediment.* „Hydrobiologia", 1978, 57, nr. 3, 195—196.

West, B., Burgh, M., Jean, F., *Dissolved organics in the nutrition of benthic invertebrates.* „Biol. Benthic Org. 11th Eur. Symp. Mar. Biol., Galway, 1976", Oxford e.a., 1977, 587—593.

Westing, A. H., *Ecological effects of the military use of pesticides.* In „Ecological effects of pesticides". Acad. Press, 1977, pag. 89—94.

Whittaker, R. H. şi Feeny, P. P., *Allelochemics: chemical interactions between species.* Science, 171, 757—770, 1971.

Whittaker, R. H., Levin, S. A., Root, R. B., *On the reasons for distinguishing „niche, habitat and ecotope".* „Amer. Natur., 1975, 109, nr. 908, 479—482.

Wiebe, W. J., Johannes, R. E., Webb, K. L., *Nitrogen fixation in a coral reef community.* „Science", 1975, *188*, nr. 4185, 257—259.

Wiegert, R. G., *Thermodynamic consideration in animal nutrition.* Am. Zool., *8*, 71—81, 1968.

Williams, J., Higginson, J. J., Rohrbough, J. D., *Oceanic Surface Currents.* In: Oceanography. Contemporary Readings in Ocean Sciences, edit. by Pirie, R.G. Oxford Univ.-Press, 1977, 61—69.

Williams, J., Higginson, J. J., Rohrbough, J. D., *Oceanic Water Masses and their Circulation.* Ibid. pag. 81—87.

Winberg, G. G., *Krugovorot fosfora v vodoiomah.* „Priroda", nr. 2, 1955, 86—88.

Winberg, G. G. (editor), *Metodi opredelenia producţii vodnih jivotnih".* Ed. „Vissaia şkola", Minsk, 1968.

Winberg, G. G., *Rate of metabolism and food requirements of fish,* Izd. Belgosuniversiteta, Minsk, 1956.

Winchester, M. A., *Modern biological principles.* D. van Nostrand, Princeton, 1965.

Winne-Edwards, V. C., *Animal Dispersion in Relation to social Behaviour*. Oliver and Boyd, Edinburgh, 1962.

Woodmansee, Robert, G., *Additions and losses of nitrogen in grassland ecosystems*. „Bio-Science", 1978, *28*, nr. 7, 448—453.

Woodwell, G. M., Houghton, R. A., *Biotic influences on the world carbon budget*. „Global Chem. Cycles and Alterations Man. Rept. Dahlem Workshop, Berlin, 1976", Berlin, 1977, 61—72.

Woodwell, G. M., Pecan, E. V., *Carbon and the Biosphere*. Proc. 24th Brookhaven Symp. Biol. Tennessee, U. S. Atom, Energy Comm., Techn. Inf. Cent., 1973, VII, 392, pag.

Worrest, Robert C., Dyke, Henry van, Thomson, Bruce E., *Impact of enhanced simulated solar ultraviolet radiation upon a marine community*. „Photochem. and Photobiol.", 1978, *27*, nr. 4, 471—487.

Worthing, Charles R., (ed.) *The Pesticide manual. A world Compendium*. The British Crop Protection Council, Nottingham, England, 1979.

Wurtsbaugh, W. A., Apperson, Ch. S., *Effects of mosquito control on nitrogen fixation and growth of blue-green algae in natural plankton associations*. „Bull. Environ. Contam. and Toxicol.", 1978, *19*, nr. 6, 641—647.

Zadeh, L. A., Desaer, G. A., *Linear systems theory — The state space approach*. McGraw-Hill, New York, 1963.

Zaiţev, Iu. P., Golovenka, V. K., *Nakoplenie, metabolizm i vivedenie DDT ciornomorskoi midiei*. „Dokl. AN SSSR", 1979, B nr. 5, 372—375.

Zeigler, B. P., *Theory of Modelling and Simulation*. Wiley, New York, 1976.

Zernov, S. A., *Obşciaia ghidrobiologhia*. Editura Acad. de Ştiinţe, Moscova, 1949.

Yonge, C. M., *Giant Clams*. Scientific American, 1975, vol. 232 Aprilie, nr. 4, 96—105.

Coli de tipar: 27,50. Bun de tipar: 9.12.1982.
Nr. pla: 9306. Ediţia: 1982.

Întreprinderea Poligrafică „Banat"
Timişoára, Calea Aradului nr. 1.
Republica Socialistă România.

Comanda nr. 143.

Lei 33